



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

ÁREA ACADÉMICA DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y MATERIALES

LICENCIATURA EN INGENIERÍA EN GEOLOGÍA AMBIENTAL

**“Mercurio particulado en las cenizas de la erupción del volcán Popocatepetl
de mayo-junio de 2023.”**

Tesis profesional

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN INGENIERÍA EN GEOLOGÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

ALBERTO RUIZ ROMERO

DIRECTORES DE TESIS:

Director: Dr. Eduardo Alejandro Aleman Gallardo (AACTyM-UAEH)

Co-director: Dr. Benedetto Schiavo (Instituto de geofísica-UNAM)



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

School of Engineering and Basic Sciences

Dirección

Office of the Director

Mineral de la Reforma, Hgo., a 24 de junio de 2026

Número de control: ICBI-D/1203/2026

Asunto: Autorización de impresión.

MTRA. OJUKY DEL ROCÍO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UA EH

Con Título Quinto, Capítulo II, Capítulo V, Artículo 51 Fracción IX del Estatuto General de nuestra Institución, por este medio, le comunico que el Jurado asignado al egresado de la Licenciatura en Ingeniería en Geología Ambiental **Alberto Ruiz Romero**, quien presenta el trabajo de titulación "**Mercurio particulado en las cenizas de la erupción del volcán Popocatepelt de mayo-junio de 2023**", ha decidido, después de revisar fundamento en lo dispuesto en el Título Tercero, Capítulo I, Artículo 18 Fracción IV; dicho trabajo en la reunión de sinodales, **autorizar la impresión del mismo**, una vez realizadas las correcciones acordadas.

A continuación, firman de conformidad los integrantes del Jurado:

Presidente: Dr. Kinardo Flores Castro

Secretario: Dr. Benedetto Schiavo

Vocal: Dr. Eduardo Alejandro Alemán Gallardo

Suplente: Dra. Ofelia Morton Bermea


Benedetto Schiavo
Eduardo Alemán
Ofelia Morton B.

Sin otro particular por el momento, reciba un cordial saludo.

Atentamente
"Amor, Orden y Progreso"

Dr. Gabriel Vergara Rodríguez
Director del ICBI



GVR/MMM

"Amor, Orden y Progreso"



Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo
Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo,
México. C.P 42184
Teléfono: 52 (771) 71 720 00 Ext. 40001
direccion_icbi@uaeh.edu.mx, vergarar@uaeh.edu.mx

uaeh.edu.mx

Proyecto V111

Investigación realizada gracias al apoyo del **Proyecto V111**, "Estudio del Impacto Ambiental y en la Salud de la Ceniza Emitida por el Volcán Popocatepetl", adscrito al Departamento de Vulcanología del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Agradezco el apoyo brindado para la realización de esta investigación.

Estudio del Impacto Ambiental y en la Salud de la Ceniza Emitida por el Volcán Popocatepetl.

Responsable Benedetto Schiavo

Proyecto V111

Dedicatoria

Al Laboratorio ICP-MS del Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México, por abrirme sus puertas y permitirme crecer académica y profesionalmente junto a personas extraordinarias.

A la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, mi alma mater, por brindarme los años de aprendizaje, formación y crecimiento académico que hicieron posible mi desarrollo profesional.

A mis padres, por su amor, apoyo y confianza incondicionales a lo largo de mi formación. Sin ustedes y sin la guía de Dios, este logro no habría sido posible.

Agradecimientos

A los honorables miembros del jurado, por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo y por sus valiosas observaciones y recomendaciones durante la elaboración de esta tesis.

A la M. en C. Elizabeth Hernández Álvarez, por su valioso apoyo en el laboratorio, su profesionalismo y disposición para compartir sus conocimientos, así como por sus consejos académicos y personales, los cuales contribuyeron de manera importante a mi formación.

A la Dra. Ofelia Morton Bermea, por su liderazgo, apoyo y ejemplo profesional, así como por su orientación durante el desarrollo de este proyecto. Su experiencia y compromiso fueron fundamentales para la realización de este trabajo.

Al Dr. Eduardo Alejandro Alemán Gallardo, por su apoyo, tiempo y disposición durante el desarrollo de esta tesis, así como por sus aportaciones y comentarios que contribuyeron al enriquecimiento de este trabajo.

Al Dr. Benedetto Schiavo, por su invaluable apoyo, paciencia y orientación a lo largo de este proyecto, por compartir generosamente sus conocimientos y experiencia, y por su compromiso constante, los cuales fueron fundamentales tanto para el desarrollo de esta investigación como para mi formación profesional.

Al Dr. Kinardo Flores Castro, por ser un excelente profesor y por compartir sus conocimientos y enseñanzas dentro del aula, las cuales contribuyeron significativamente a mi formación académica, así como por su disposición y apoyo hacia los estudiantes.

Índice general

Autorización de impresión.....	i
Proyecto	ii
Dedicatoria.....	iii
Agradecimientos	iv
Índice general	v
Índice de figuras	vii
Índice de tablas	ix
Lista de abreviaturas.....	x
Resumen	xii
Abstract.....	xiii
1. Introducción.....	1
1.1. El Hg en la historia y el ambiente	1
1.2. Toxicidad y riesgos para la salud por la exposición al Hg	12
1.3. Fuentes naturales y antropogénicas del Hg	22
1.4 El Hg volcánico	28
2. Objetivos.....	32
2.1 Objetivo general	32
2.2 Objetivos específicos.....	32
3. Hipótesis	32
4. Antecedentes.....	33
4.1. El volcán Popocatepetl	33
4.2 Historial de la actividad volcánica del Popocatepetl	36
5. Metodología.....	42
5.1 Zona de muestreo.....	42
5.2 Contexto eruptivo durante el periodo de muestreo.....	43
5.3 Preparación de muestras	47
5.3.1 Preparación para análisis por ICP-MS.....	47
5.3.2 Preparación para análisis por DMA-80	48
5.4 Análisis instrumental	48

5.4.1	Determinación de Hg por ICP-MS	50
5.4.2	Determinación de Hg por DMA-80	53
5.4.3	Comparación técnica entre ICP-MS y DMA-80	54
5.5	Índices de contaminación	55
5.5.1	Índice de geoacumulación (Igeo)	55
5.5.2	El factor de contaminación (CF)	56
5.5.3	El riesgo ecológico potencial (Er)	56
5.6	Modelo de evaluación de riesgos para la salud	57
6.	Resultados.....	60
6.1	Concentraciones de Hg determinadas por ICP-MS y DMA-80	60
6.2	Índices de contaminación	65
6.3	Evaluación de riesgo a la salud	69
6.3.1	ADD estimadas.....	69
6.3.2	HQ y HI	72
7.	Discusión de Resultados	78
7.1	Concentraciones de Hg en ceniza del Volcán Popocatepetl.....	78
7.2	Comparación de metodologías analíticas: DMA-80 e ICP-MS	80
7.3	Comparación de las concentraciones de Hg con otros volcanes	83
7.4	Evaluación de la contaminación mediante índices ambientales.....	85
7.5	Evaluación del riesgo a la salud humana.....	86
7.6	Limitaciones del estudio.....	88
8.	Conclusiones.....	90
9.	Bibliografía.....	92

Índice de figuras

Fig. 1.1 Muestra de cinabrio pulverulento (HgS) de la Mina San Francisco, Chóvar (Castellón), España. Fuente: Fotografía de Miguel Calvo, recuperada del Museo Virtual de Mineralogía (Calvo, s. f.).	8
Fig. 1.2 Ilustración del ciclo biogeoquímico del Hg. Fuente: Selin, 2009, reproducido con modificaciones.	9
Fig. 1.3 Representación de los principales órganos y sistemas afectados por el Hg, destacando su impacto neurotóxico y multiorgánico.	12
Fig. 1.4 Estanques de minería artesanal asociados con contaminación por Hg en la Amazonía. Fuente: Beaubien (2015). Fotografía de Rodrigo Abd / AP	18
Fig. 1.5 Logotipo del Convenio de Minamata sobre el Mercurio. Fuente: Secretaría del Convenio de Minamata sobre el Mercurio y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2023).	20
Fig. 1.6 Emisiones antropogénicas globales de Hg a la atmósfera (t/año) desde 1450 a 2015. Fuente: Adaptado de UNEP & AMAP, 2019, p. 15.	23
Fig. 1.7 El gráfico presenta estimaciones sobre las emisiones de Hg a nivel global, provenientes de diversas fuentes antropogénicas. Fuente: Adaptado de Al-Sulaiti et al. (2022).	26
Fig. 1.8 La dorsal mesoatlántica constituye un límite divergente de placas tectónicas que se extiende a lo largo del océano Atlántico, alcanzando una longitud aproximada de 1000 kilómetros. Fuente: Recuperado de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (National Oceanic and Atmospheric Administration [NOAA], 1996).	31
Fig. 4.1 Localización del volcán Popocatepetl y otros volcanes en el Cinturón Volcánico Transmexicano. Fuente: Tomado de CENAPRED, 2013.	33
Fig. 4.2 Mapa de localización del volcán Popocatepetl y del Iztaccíhuatl en el centro de México. El recuadro muestra la ubicación regional del Popocatepetl entre los estados de México, Morelos y Puebla.	34
Fig. 4.3 Diagrama TAS para la clasificación geoquímica de productos volcánicos del Popocatepetl. Símbolos: ★ este estudio, 2023; ◇ Schaaf (2005), 1995/1996; △ Cruz-Sánchez et al. (2021), 2012; ○ Cruz-Sánchez et al. (2021), 2015; □ Cruz-Sánchez et al. (2021), 2016; + Cruz-Sánchez et al. (2021), 2017; × Cruz-Sánchez et al. (2021), 2019.	35
Fig. 4.4 Imagen del volcán Popocatepetl captada por el satélite Sentinel-2 el 21 de mayo de 2023, donde se observa la dispersión de la pluma volcánica. Fuente: Agencia Espacial Europea (European Space Agency [ESA], 2023), misión Sentinel-2, producto Level-2A.	41

Fig. 5.1 Localización del volcán Popocatepetl y del sitio de muestreo de ceniza en Puebla, separados por una distancia aproximada de 44.21 km, medida mediante Google Maps. Fuente: Elaboración propia a partir de Google Maps, 2026.	43
Fig. 5.2 Variación temporal de la actividad del volcán Popocatepetl durante el periodo de estudio: (a) número de exhalaciones, (b) número de explosiones y (c) minutos de tremor. Datos registrados por el CENAPRED (Martínez Bringas et al., 2024).	45
Fig. 5.3 Equipos analíticos utilizados en el laboratorio de Geofísica de la UNAM: a) analizador directo de mercurio DMA-80 y b) ICP-MS modelo iCAP Qc, empleado para análisis multielemental a niveles traza.	49
Fig. 5.4 Tabla periódica en la que se muestran resaltados en color los elementos que pueden ser analizados mediante la técnica ICP-MS. Adaptada de (Thomas, 2013).	50
Fig. 5.5 Esquema del funcionamiento interno del ICP-MS. La muestra es atomizada en el nebulizador y posteriormente pasa a la cámara de pulverización, donde se eliminan las partículas de mayor tamaño antes de su ionización en el plasma. Adaptado de Azpiazu Zubeldia (2022)	51
Fig. 5.6 Esquema del funcionamiento interno del DMA-80 durante el análisis de mercurio. Adaptado de Milestone Srl, s.f	53
Fig. 6.1 Comparación de los resultados obtenidos mediante las metodologías ICP-MS y DMA-80: a) concentraciones registradas; b) tendencias lineales.	63
Fig. 6.2 Relación entre las concentraciones de Hg determinadas por ICP-MS y DMA-80 en muestras de ceniza volcánica del Popocatepetl.	64
Fig. 6.3 Representación gráfica de los índices de contaminación evaluados en este estudio: a) Igeo, b) CF y c) Er.	67
Fig. 6.4 Valores de cociente de riesgo (HQ) para las diferentes vías de exposición en población infantil y adulta: a) HQing, b) HQinh, c) HQder y d) HQvap.	75
Fig. 6.5 HI estimado para las muestras de ceniza volcánica analizadas, considerando escenarios de exposición en población infantil y adulta.	78
Fig. 7.1 Gráfico de Bland–Altman que muestra la concordancia entre los métodos DMA-80 e ICP-MS para la determinación de Hg en muestras de ceniza volcánica.	82

Índice de tablas

Tabla 1.1 Propiedades fisicoquímicas del mercurio _____	1
Tabla 1.2 Asociación entre la concentración de Hg urinario y la progresión de síntomas. _____	15
Tabla 4.1 Composición de elementos mayores (% en peso) en productos volcánicos del Popocatepetl, basada en datos reportados en la literatura y ceniza volcánica reciente. _____	35
Tabla 4.2 Funcionamiento del semáforo volcánico emitido por la CENAPRED _____	38
Tabla 4.3 Historia eruptiva del Popocatepetl desde el año 1347-2023 de las principales actividades de columnas volcánicas, derrame de flujos de lava y explosiones. _____	39
Tabla 5.1 Registro diario de la actividad del volcán Popocatepetl: exhalaciones, explosiones, minutos de tremor y nivel del semáforo de alerta volcánica, durante el periodo del 6 de mayo al 10 de junio de 2023. _____	43
Tabla 5.2 Isótopos naturales del Hg y su abundancia relativa. _____	52
Tabla 5.3 Cuadro comparativo de las metodologías ICP-MS y DMA-80 utilizadas en este estudio. _____	54
Tabla 5.4 Parámetros y valores de los factores de exposición diaria para niños y adultos que presentan riesgo para la salud al Hg _____	59
Tabla 6.1 Comparación de las concentraciones de Hg en cenizas analizadas mediante las técnicas analíticas ICP-MS y DMA-80, expresadas en µg/kg. _____	61
Tabla 6.2 Resultados de los índices de contaminación calculados para cada muestra de ceniza volcánica analizada. _____	65
Tabla 6.3 Resultados obtenidos y resumen estadístico de ADD para cada vía de exposición al Hg en el cuerpo humano, con base en el modelo de la US EPA (1989). _____	70
Tabla 6.4 Valores y resumen estadístico de HQ por vía de exposición y de HI en población infantil y adulta. _____	73
Tabla 7.1 Correlación entre las concentraciones de Hg y los parámetros geofísicos registrados durante el periodo de estudio, evaluada mediante el coeficiente de Spearman. _____	80
Tabla 7.2 Comparación de las concentraciones de Hg (µg/kg) determinadas en ceniza volcánica el Popocatepetl con valores reportados para otros volcanes del mundo. _____	83

Lista de abreviaturas

Abreviatura	Significado
AAS	Espectroscopia de absorción atómica (<i>Atomic Absorption Spectroscopy</i>).
ADD	La dosis diaria promedio (<i>Average Daily Dose</i>).
AMAP	Programa de Monitoreo y Evaluación del Ártico (<i>Arctic Monitoring and Assessment Programme</i>).
ATSDR	Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>)
CCT	Tecnología de Celda de Colisión (<i>Collision Cell Technology</i>).
CENAPRED	Centro nacional de prevención de desastres.
CF	Factor de Contaminación (<i>Contamination Factor</i>).
COSPEC	Espectrometría de correlación (<i>Correlation Spectrometer</i>)
DMA-80	Analizador directo de mercurio (<i>Direct Mercury Analyzer</i>).
DOF	Diario Oficial de la Federación
EFSA	Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (<i>European Food Safety Authority</i>).
US EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)
Er	Riesgo ecológico potencial (<i>Potential Ecological Risk</i>).
ESA	Agencia Espacial Europea (<i>European Space Agency</i>).
FVTM	Faja Volcánica Transmexicana.
GEM	Mercurio elemental gaseoso (<i>Gaseous Elemental Mercury</i>).
GOM	Mercurio oxidado gaseoso (<i>Gaseous Oxidized Mercury</i>).
HI	Índice de riesgo (<i>Hazard Index</i>).
HQ	Cociente de riesgo (<i>Hazard Quotient</i>).
ICP-MS	Espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (<i>Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry</i>)
Igeo	Índice de Geoacumulación (<i>Index of Geoaccumulation</i>).
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
IST	Ingesta semanal tolerable.
IUGS	Unión Internacional de Ciencias Geológicas (<i>International Union of Geological Sciences</i>)
IUPAC	Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (<i>International Union of Pure and Applied Chemistry</i>)

KED	Discriminador de Energía Cinética (<i>Kinetic Energy Discrimination</i>).
LOD	Límite de Detección (<i>Limit of Detection</i>)
MAPE	Minería aurífera artesanal y de pequeña escala
NCBI	Centro Nacional de Información Biotecnológica (<i>National Center for Biotechnology Information</i>).
NIST	Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (<i>National Institute of Standards and Technology</i>).
NOAA	Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (<i>Administración Nacional Oceánica y Atmosférica</i>)
PHg	Mercurio asociado a partículas (<i>Particulate-Bound Mercury</i>).
PTFE	Politetrafluoroetileno
RfD	Dosis de referencia (<i>Reference Dose</i>)
RGM	Mercurio gaseoso reactivo (<i>Reactive Gaseous Mercury</i>).
SMO	Sierra Madre Occidental
SRM	Material de referencia estándar (<i>Standard Reference Material</i>).
TGM	Mercurio total gaseoso (<i>Total Gaseous Mercury</i>).
UNEP	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (<i>United Nations Environment Programme</i>).
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México.
US EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (<i>United States Environmental Protection Agency</i>).

Resumen

El mercurio (Hg) es un elemento altamente tóxico que puede transportarse a grandes distancias y acumularse en el ambiente. En México, el volcán Popocatepetl constituye una fuente natural de Hg, cuyas cenizas pueden representar un riesgo potencial para la salud humana y el medio ambiente. Este estudio determinó las concentraciones de Hg particulado en cenizas recolectadas en Puebla entre el 10 de mayo y el 5 de junio de 2023. Las concentraciones de Hg se midieron mediante ICP-MS (1.12–11.85 µg/kg) y DMA-80 (0.95–8.41 µg/kg). La correlación entre ambas metodologías fue adecuada ($R^2 = 0.75$), destacando DMA-80 por su menor margen de error (6 % vs 19.6 % para ICP-MS), posiblemente por pérdidas de precisión durante la digestión y preparación de la muestra. Las concentraciones alcanzaron un máximo de 8.41 µg/kg y un promedio de 3.74 µg/kg. Los índices Igeo, CF y Er presentaron valores promedio de -4.289, 0.093 y 3.736, respectivamente, mientras que HI para niños y adultos fue de 8.123E-04 y 3.929E-04, ambos por debajo del umbral de riesgo ($HI < 1$). La ingestión y la exposición al vapor de Hg fueron las principales vías de exposición. Comparadas con otros volcanes, las cenizas del Popocatepetl mostraron niveles relativamente bajos de Hg. En conjunto, los resultados indican bajos niveles de Hg, mínima contaminación ambiental y un riesgo no carcinogénico no significativo, aunque se recomienda mantener el monitoreo durante periodos de actividad eruptiva.

Palabras clave: mercurio particulado; ceniza volcánica; índices de contaminación; riesgo a la salud; ICP-MS/DMA-80.

Abstract

Mercury (Hg) is a highly toxic element that can be transported over long distances and accumulate in the environment. In Mexico, the Popocatepetl volcano represents a natural source of Hg, whose ash may pose a potential risk to human health and the environment. This study determined the concentrations of particulate Hg in ash samples collected in Puebla between May 10 and June 5, 2023. Hg concentrations were measured using ICP-MS (1.12–11.85 µg/kg) and DMA-80 (0.95–8.41 µg/kg). The correlation between both methods was adequate ($R^2 = 0.75$), with DMA-80 showing a lower margin of error (6 % vs. 19.6 % for ICP-MS), possibly due to loss of precision during sample digestion and preparation. Concentrations reached a maximum of 8.41 µg/kg and an average of 3.74 µg/kg. The Igeo, CF, and Er indices showed average values of -4.289, 0.093, and 3.736, respectively, while the HI for children and adults was 8.123E-04 and 3.929E-04, both below the risk threshold ($HI < 1$). Ingestion and exposure to Hg vapor were identified as the main exposure pathways. Compared to other volcanoes, Popocatepetl ash exhibited relatively low Hg levels. Overall, the results indicate low Hg concentrations, minimal environmental contamination, and a non-significant non-carcinogenic risk, although monitoring is recommended during periods of eruptive activity.

Keywords: particulate mercury; volcanic ash; contamination indices; health risk; ICP-MS/DMA-80.

1. Introducción

1.1. El Hg en la historia y el ambiente

El mercurio, representado por el símbolo químico Hg (Tabla 1.1) proviene del latín "*hydrargyrum*", que significa plata líquida. Es un metal pesado que se encuentra de forma natural en el ambiente. Se presenta en estado líquido a temperatura normal, carece de olor, tiene un color plateado y es denso; además, presenta una gran volatilidad a temperatura ambiente y una masa molar de 200.59 g/mol, de acuerdo con el Centro Nacional para la Información Biotecnológica (National Center for Biotechnology Information [NCBI], 2026).

Tabla 1.1 Propiedades fisicoquímicas del mercurio		
Hg	Numero atómico	80
	Masa molar	200.59 g/mol
	Serie química	Metales de transición
	Estado ordinario	Líquido
	Densidad	13.53 g/cm ³
	Valencia	1 y 2
	Estados de oxidación	0, +1, +2
	Color en estado líquido	plateado

A partir de estas características, esta investigación se centra en la determinación de Hg particulado en cenizas volcánicas emitidas por el volcán Popocatepetl, considerado uno de los sistemas volcánicos más activos de México y una fuente natural relevante de emisión de metales pesados hacia la atmósfera (Melián et al., 2021). El Hg es un metal pesado altamente tóxico que, debido a su elevada volatilidad, puede encontrarse principalmente en forma elemental en la atmósfera, aunque también puede asociarse a partículas sólidas, como las cenizas volcánicas. Debido a sus posibles efectos adversos sobre la salud humana y al riesgo de contaminación ambiental (Gaioli et al., 2012; Schiavo et al., 2023b), resulta importante evaluar su presencia en materiales emitidos durante la actividad volcánica. Por ello, el objetivo general de este trabajo fue determinar las concentraciones de Hg en forma particulada en muestras de ceniza volcánica del Popocatepetl, recolectadas diariamente entre el 10 de mayo y el 5 de junio de 2023. De esta manera, el estudio busca aportar información sobre la presencia de Hg asociado a emisiones volcánicas y su relevancia ambiental.

1. INTRODUCCIÓN

Además de su relevancia ambiental actual, el Hg ha tenido diversos usos a lo largo de la historia. En la época romana, el cinabrio o bermellón, un pigmento rojo constituido por sulfuro de mercurio (HgS), fue utilizado en pintura mural y otros contextos decorativos, como se ha documentado en diversos sitios arqueológicos romanos (Gliozzo, 2021). En sus inicios, se pensaba que el Hg poseía cualidades mágicas tanto para el bien como para el mal, y se utilizaba como un medio de defensa contra el "mal de ojo". Por esta razón, desempeñaba un papel fundamental en la alquimia y, además, se asociaba tanto con el elemento químico como con el planeta, teniendo manifestaciones en la mitología y la astrología. Asimismo, en Mesoamérica y en las civilizaciones andinas, el cinabrio fue empleado con fines artísticos y ceremoniales (Weinberg, 2010). El químico francés Antoine Laurent Lavoisier fue el primero en describir el Hg en sus investigaciones sobre la composición del aire. Aunque su conocimiento se remonta a la antigüedad, especialmente en aplicaciones farmacéuticas, fue en el siglo XIX cuando su utilización se expandió de manera significativa y se diversificó en el ámbito industrial (Programa Nacional de Riesgos Químicos, 2007).

Para comprender de manera más profunda los usos antropogénicos del Hg, es importante considerar que este elemento ha sido utilizado desde tiempos antiguos en diversas disciplinas, incluyendo la alquimia, antecedente de la química contemporánea. En los textos alquímicos occidentales, el Hg fue reconocido como uno de los tres principios esenciales, junto con el azufre (S) y la sal, a partir de los cuales se explicaba la composición de la materia. Posteriormente, el Hg encontró aplicación en el ámbito médico y farmacéutico, por ejemplo, en amalgamas dentales, conservantes en algunos productos farmacéuticos y vacunas, así como en dispositivos médicos como termómetros y esfigmomanómetros. Además, se ha empleado en reactivos de laboratorio, pilas, manómetros, tubos fluorescentes, lámparas de bajo consumo y lámparas germicidas (Ramírez et al., 2004). A nivel industrial, una de sus aplicaciones más relevantes ha sido el proceso cloro-álcali con celda de Hg, en el cual se forma una amalgama de sodio para la producción de cloro y sosa cáustica; asimismo, el Hg ha sido ampliamente utilizado en la minería artesanal de oro y en algunos compuestos empleados como catalizadores, agroquímicos y fungicidas, de acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (United Nations Environment Programme [UNEP], 2019).

1. INTRODUCCIÓN

Cuando el Hg se encuentra en estado sólido, presenta una apariencia blanco-plateada, posee propiedades dúctiles y maleables, y puede ser cortado con facilidad. Este metal se encuentra en la parte superior de la corteza terrestre con una concentración media de 56 µg/kg, mientras que en la parte inferior de la corteza terrestre su concentración es de 21 µg/kg (Wedepohl, 1995). Aunque el Hg inorgánico comúnmente se presenta asociado con azufre, puede formar más de una docena de compuestos diferentes. Entre estos se encuentran el cinabrio (HgS), el óxido de mercurio (HgO) y el cloruro de mercurio (HgCl₂). Estos compuestos se conocen comúnmente como sales de mercurio (González-Raymat et al., 2017). El Hg se considera una sustancia química de relevancia global debido a su capacidad de ser transportado a grandes distancias, la manera en que el Hg se comporta en el entorno y su nivel de toxicidad están fuertemente influenciados por su estado físico y su forma química, las transformaciones bioquímicas que sufre y sus efectos adversos sobre la salud humana y los ecosistemas.

Las diferentes variantes de los contaminantes de Hg presentan características diferentes dependiendo del tipo de Hg que se manifiesta en sus diversas formas y estados de valencia, cada uno con propiedades toxicológicas significativamente diferentes. La principal vía de exposición es a través de la inhalación de sus vapores. El Hg inorgánico generalmente no causa exposiciones frecuentes, dado que su absorción en el cuerpo es restringida a través del sistema digestivo. En cuanto al metilmercurio (MeHg), que es la variante orgánica del Hg, se considera la forma más tóxica, con la ingestión de alimentos contaminados como su principal vía de exposición, por ejemplo; el consumo de pescado contaminado representa una de las formas más comunes de exposición humana a este compuesto (Driscoll et al., 2013).

Los diferentes compuestos de Hg se pueden encontrar tanto en forma orgánica como inorgánica. En su forma orgánica, corresponden a compuestos organomercurícos, caracterizados por presentar enlaces covalentes entre el carbono y el mercurio (*International Union of Pure and Applied Chemistry* [IUPAC], 2025). Estos pueden encontrarse como metilmercurio (CH₃Hg o MeHg), etilmercurio (C₂H₅Hg), dimetilmercurio [(CH₃)₂Hg] y fenilmercurio (C₆H₅Hg) (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* [ATSDR], 2024). El Hg y sus compuestos orgánicos se pueden encontrar en la naturaleza principalmente como MeHg y es fácil de propagarse por el medio ambiente mediante la atmósfera, sistemas acuáticos y terrestres. El MeHg, así como otros compuestos orgánicos de Hg se generan

1. INTRODUCCIÓN

cuando el Hg se une al carbono. A través de un proceso biológico, los microorganismos transforman el Hg en MeHg, el cual representa el compuesto de Hg orgánico más prevalente en el entorno (Liu et al., 2011). Aunque el Hg inorgánico presenta un menor riesgo para la población en general, sí representa un peligro para quienes laboran en los sectores industriales y odontológicos (Kushner, 2019). No obstante, su impacto es limitado en comparación con el Hg orgánico (Park & Zheng, 2012). El Hg inorgánico se usa en varios lugares, como baterías, laboratorios químicos, ciertos desinfectantes y remedios tradicionales empleados en el tratamiento de la sífilis. La interacción del Hg entre los seres humanos y la fauna silvestre se ve significativamente afectada por el consumo de organismos marinos, terrestres y de agua dulce que están contaminados con MeHg. La creciente preocupación a nivel global por la contaminación extendida de MeHg ha impulsado diversas iniciativas con el fin de reducir los riesgos que esta sustancia representa tanto para la salud humana como para el medio ambiente, resultantes de la liberación de mercurio (Driscoll et al., 2013).

El Hg se encuentra en tres estados de oxidación, de los cuales únicamente dos son estables, mientras que uno se clasifica como un estado de transición. Estos estados incluyen el mercurio elemental (Hg^0) lo cual es equivalente a referirse al mercurio elemental gaseoso (*gaseous elemental mercury*, GEM), el mercurio monovalente (Hg^{1+}), que es considerado de transición, y el Hg divalente (Hg^{2+}) que es equivalente al mercurio gaseoso reactivo (*reactive gaseous mercury*, RGM), siendo este último el que presenta una mayor estabilidad en medios acuáticos, suelos y sedimentos. Las especies gaseosas de halógenos reactivos, que incluyen el flúor (F), cloro (Cl), bromo (Br), yodo (I) y astato (At), inducen una rápida oxidación del Hg^0 , fenómeno que se observa en las capas límite de los océanos (Liu et al., 2011).

En la naturaleza, el Hg se encuentra concentrado en yacimientos minerales, es decir, en porciones de la corteza terrestre donde los procesos geológicos permiten la acumulación de minerales económicamente explotables, utilizando la tecnología disponible. No obstante, es importante señalar que la distribución de los minerales dentro de un yacimiento no presenta uniformidad; en este contexto, se entiende por materias primas minerales aquellas sustancias que se obtienen de la corteza terrestre con el fin de aprovechar sus características físicas o químicas. Esta definición abarca todos los minerales y rocas que son utilizados por el ser

1. INTRODUCCIÓN

humano, así como los elementos y compuestos que se extraen de dichos materiales (Servicio Geológico Mexicano, 2017).

Los depósitos de Hg se encuentran distribuidos a nivel global en cinturones minerales de Hg que están formados por depósitos, yacimientos y zonas geotérmicas que alteran las rocas presentando altas concentraciones de Hg. Rytuba (2003) propuso una clasificación de los yacimientos de Hg en tres categorías: Almadén, sílice-carbonato y aguas termales (*hot spring*), clasificación que ha sido la más reconocida. La distribución de los depósitos de Hg responde a inestabilidades tectónicas y a altos flujos de calor. La mayor parte de estos depósitos se localiza cerca de la superficie, dado que, en Almadén, considerado el depósito de Hg más profundo, tiene apenas 360 m de profundidad (López-Flores, 2015). La mayor parte de los depósitos de Hg en la naturaleza se presenta principalmente en forma de sulfuros, siendo el cinabrio el mineral más abundante y de mayor importancia económica; asimismo, el Hg puede encontrarse como metacinabrio, hipercinabrio, Hg^0 y en menor proporción como impureza asociada a silicatos, sulfuros, metales base y metales preciosos como el oro y la plata. Otros minerales portadores de Hg incluyen la corderoíta ($\text{Hg}_3\text{S}_2\text{Cl}_2$), la montroydita (HgO) y el calomel (HgCl_2), los cuales representan ocurrencias menos frecuentes dentro de los sistemas geológicos que alojan este elemento (Díaz, 2013). La existencia de estas pequeñas concentraciones de Hg en otros minerales es bastante habitual y se atribuye a un proceso denominado sustitución iónica (López Flores, 2015). Incluso en ciertos depósitos minerales, la concentración de Hg ha alcanzado niveles suficientemente altos para facilitar su recuperación como subproducto. (Rytuba, 2003).

Los yacimientos de Hg de tipo *hot-spring* se forman en ambientes someros asociados a sistemas geotérmicos dominados por aguas meteóricas, desarrollados dentro o adyacentes a centros volcánicos de composición intermedia a félsica. Estos depósitos pueden estar espacialmente relacionados con depósitos silícico-carbonatados e incluso con depósitos auríferos. Por otro lado, los yacimientos tipo Almadén (denominados así por el distrito minero español que concentra aproximadamente el 30% de la producción histórica mundial de Hg) representan una clase poco común fuera de dicho cinturón mineralizado y se asocian con cuarcitas silúricas localizadas adyacentes a cráteres máficos submarinos, así como con calderas submarinas y diques máficos conectados a estos centros volcánicos. Finalmente, los

1. INTRODUCCIÓN

depósitos de tipo sílice-carbonato se emplazan principalmente a lo largo de fallas regionales, donde el Hg ocurre en forma de cinabrio o Hg^0 dentro de vetas, vetillas y cuerpos de reemplazo asociados con serpentinitas alteradas a minerales de silicato y carbonato. La relativa impermeabilidad de estas rocas favorece la acumulación y circulación de fluidos ricos en dióxido de carbono, a partir de los cuales se originan los depósitos mercuriales (Rytuba, 2003; López Flores, 2015).

Aunque el Hg no está presente en todos los sistemas geotérmicos, existe una relación significativa entre estos entornos geológicos y las altas concentraciones de este elemento. Es común encontrar concentraciones elevadas de Hg en sistemas geotérmicos, especialmente en sistemas epitermales activos (López Flores, 2015). Existen dos categorías de yacimientos epitermales: ácidos y alcalinos, que también se conocen como alta sulfuración y baja sulfuración. Esta clasificación fue propuesta en función del estado de oxidación-reducción del azufre en los fluidos de los sistemas geotérmicos (Hedenquist, 1987). Los sistemas de alta sulfuración se relacionan con fluidos ácidos oxidados, que se encuentran en sistemas volcánicos hidrotermales, donde predominan las especies de azufre S^{6+} o S^{4+} . Los sistemas de baja sulfuración, por su parte, están vinculados a fluidos alcalinos, en los que predominan los compuestos químicos que contienen S^{2-} (Camprubí & Albinson, 2006; López Flores, 2015). Los depósitos epitermales están regulados por fallas de escala regional. Estas fallas determinan la ubicación de los depósitos y funcionan como guía para el posicionamiento de la fuente de calor magmática, la cual es esencial para la actividad hidrotermal. Como en el caso del Valle del Azogue (Almería, España), este se clasifica como un yacimiento epitermal de baja sulfuración; es un yacimiento de Hg que se ha formado por actividad geotermal (Gutiérrez Martín, 2014).

En México, la Faja Volcánica Transmexicana (FVTM) y la Sierra Madre Occidental (SMO) son las principales áreas que presentan anomalías geotérmicas y condiciones geológicas favorables para el desarrollo de sistemas geotérmicos. En el sistema geotérmico de Acapulco, se encuentran concentraciones significativas de Hg, tanto como elemento traza como en forma de HgS disperso, que se localiza dentro del complejo caldérico Tulancingo-Acapulco, considerado uno de los más grandes de la FVTM, junto con Amealco, ubicado en Querétaro; La Primavera, en Jalisco; Los Azufres, en Michoacán; Los Hornos, en Puebla, próximo al

1. INTRODUCCIÓN

límite con Veracruz; y Huichapan, en Hidalgo (López Flores, 2015). Los yacimientos naturales de minerales que contienen Hg están ubicados en 21 estados de la República Mexicana, especialmente en las áreas del noroeste y del centro-oeste de México (Díaz, 2013). México también genera Hg mediante el reprocesamiento de relaves mineros de metales preciosos, en los cuales el Hg fue empleado en el proceso de amalgamación para la recuperación de oro y plata, tal como ocurre en la región de Zacatecas (Rytuba, 2003).

En el año 2023, China se estableció como el mayor productor de Hg en el mundo, con una producción cercana a las 1.000 toneladas métricas. La cantidad generada por este país constituyó más del 83 % del total global. Tayikistán se posicionó en segundo lugar, aunque su producción apenas alcanzó una décima parte del volumen producido por el país líder. El cinturón metalogénico Sandu-Danzhai es reconocido por sus yacimientos de Hg, que presentan reservas comprobadas superiores a 10.000 toneladas y una ley promedio de Hg del 1,50 % (Ni et al., 2022).

Todos los productos y procesos que contienen o utilizan Hg, así como sus compuestos, requieren de una fuente natural de este elemento. El cinabrio es la fuente más común de Hg en la naturaleza y ha sido extraído durante milenios. El cinabrio es un mineral perteneciente al grupo de los sulfuros, constituido aproximadamente por un 86 % de Hg y un 14 % de S. Este mineral se caracteriza por su elevada densidad, baja dureza y opacidad, además de presentar un aspecto terroso y una coloración rojiza característica (Fig. 1.1). El Hg se encuentra comúnmente en filones hidrotermales de baja temperatura y en depósitos de impregnación en rocas porosas. La obtención de Hg líquido implica la trituración del mineral de cinabrio, seguida de un proceso de tostación en hornos rotativos. Durante esta etapa, el mineral se descompone, liberando Hg en forma de vapor. Para recolectar el metal en estado líquido, se emplea una columna de condensación y, posteriormente, el Hg se envasa en frascos de hierro para su transporte (Weinberg, 2010).



Fig. 1.1 Muestra de cinabrio pulverulento (HgS) de la Mina San Francisco, Chóvar (Castellón), España. Fuente: Fotografía de Miguel Calvo, recuperada del Museo Virtual de Mineralogía (Calvo, s. f.).

El Hg presenta un ciclo biogeoquímico altamente complejo, ya que, tras su emisión de origen natural o antropogénico, puede permanecer en la atmósfera como Hg^0 y ser transportado a largas distancias, o bien depositarse sobre superficies oceánicas y continentales mediante procesos de deposición húmeda y seca (Edwards et al., 2021). Una vez depositado, el Hg se encuentra principalmente en forma de Hg^{2+} , el cual puede ser reducido nuevamente a Hg^0 por procesos fotoquímicos o microbianos (Kushner, 2019). Alternativamente, el Hg^{2+} puede ser metilado por microorganismos, incluidos miembros de los géneros *Desulfovibrio* y *Geobacter* y ciertas arqueas metanogénicas, formando MeHg, una especie altamente tóxica que se bioacumula y biomagnifica a lo largo de la cadena alimentaria, principalmente en ambientes acuáticos y terrestres anaerobios, aunque también se ha reportado su formación en determinadas condiciones aeróbicas (Peng et al., 2024). Asimismo, una fracción del Hg^{2+} puede ser removida del sistema mediante sedimentación y enterramiento en sedimentos profundos, constituyendo un reservorio a largo plazo tal como se observa en la Fig.1.2 (Selin, 2009). A diferencia de los ciclos de otros metales, en el ciclo del Hg predomina la fase atmosférica. Las acciones realizadas por el ser humano son la causa de una considerable

1. INTRODUCCIÓN

cantidad de Hg que se libera en el entorno. Actividades antropogénicas como la combustión de carbón, petróleo, madera y otros combustibles puede provocar que el Hg se encuentre en el aire, al igual que la incineración de desechos que contienen este metal tóxico (Lominchar et al., 2010).

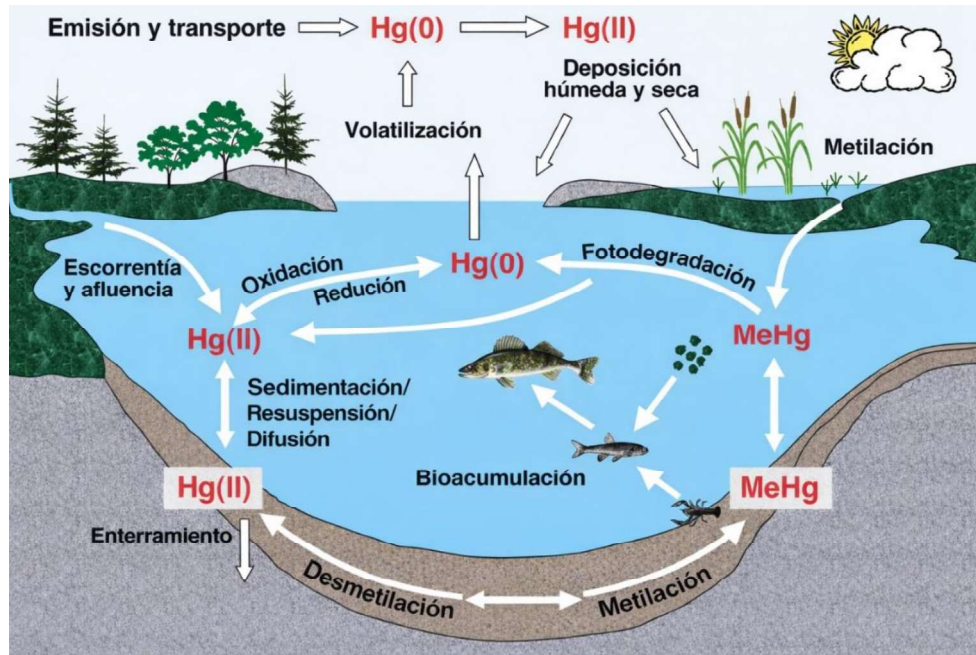


Fig. 1.2 Ilustración del ciclo biogeoquímico del Hg. Fuente: Selin, 2009, reproducido con modificaciones.

El ciclo del Hg inicia con su liberación al medio ambiente, representando un desafío ambiental debido a las emisiones de origen geológico, mediante las cuales el metal es movilizado desde las rocas y distribuido hacia la atmósfera y los cuerpos de agua. Procesos naturales, como las erupciones volcánicas y los incendios forestales, contribuyen significativamente a estas emisiones (Obrist et al., 2018). La atmósfera es una vía importante para el ciclo biogeoquímico del Hg. Las concentraciones atmosféricas de fondo suelen oscilar entre 1.3 y 1.7 ng/m^3 en el hemisferio norte y entre 1.1 y 1.3 ng/m^3 en el hemisferio sur (Sprovieri et al., 2010). El Hg^0 tiene la capacidad de desplazarse a grandes distancias, incluso hacia áreas remotas como el Ártico y la Antártida, antes de ser oxidado y removido de la atmósfera mediante deposición seca, tanto en fase gaseosa como asociado a partículas, o mediante deposición húmeda a través de la precipitación (Schiavo et al., 2020a; Liu et al., 2011). El Hg^0 puede permanecer en la atmósfera por un periodo que puede oscilar entre seis

1. INTRODUCCIÓN

meses y hasta dos años, mientras que el Hg^{2+} tienden a depositarse más rápidamente de manera local o regional (Slemr et al., 1981; Lindqvist & Rodhe, 1985; Lindberg et al., 2007).

En el medio ambiente, el Hg puede presentarse en distintos estados de oxidación y especies químicas, cuya estabilidad y transformación dependen de diversos factores fisicoquímicos. Condiciones climáticas, como la temperatura y la presión atmosférica, así como propiedades como la solubilidad y la asociación del Hg a partículas (*Particulate-Bound Mercury*, PHg), influyen en su comportamiento y en las transformaciones entre sus formas más estables (Liu et al., 2011). Para tener una comprensión más amplia de los elementos que interfieren en las diferentes especies de Hg en la atmósfera se deben tener en cuenta los principales oxidantes del Hg que son: ozono (O_3), hidroxilo (OH), halógenos, peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y nitrato (NO_3). Estos oxidantes regulan las concentraciones y la especiación del Hg. Los átomos de halógeno son potencialmente importantes oxidantes de Hg^0 en la atmósfera porque las reacciones de oxidación generales son exotérmicas (Kushner, 2019). Además, el Hg^{2+} puede ser adsorbido en aerosoles, lo que da lugar a la formación de PHg. En la atmósfera el Hg^{2+} y el PHg pueden ser removidos rápidamente mediante mecanismos de deposición húmeda y seca (Edwards et al., 2021).

La deposición atmosférica de PHg adquiere especial relevancia en ambientes volcánicos activos, ya que el Hg liberado durante la desgasificación y la actividad eruptiva puede asociarse posteriormente con cenizas y aerosoles volcánicos, favoreciendo su transporte atmosférico y posterior deposición (Koenig et al., 2023). En este contexto, el episodio eruptivo del volcán Popocatepetl ocurrido entre mayo y junio de 2023 representa un caso de estudio pertinente para analizar la presencia de PHg en cenizas volcánicas y valorar su posible contribución a la contaminación ambiental en zonas influenciadas por la caída de ceniza. Asimismo, la determinación de Hg mediante técnicas analíticas complementarias permite comparar los resultados obtenidos, fortalecer la confiabilidad de las mediciones y contextualizar las concentraciones registradas respecto a las reportadas en otros sistemas volcánicos. Esta información contribuye a comprender el comportamiento del Hg asociado a material volcánico particulado, así como a estimar su posible relevancia ambiental y sanitaria en función de las rutas de exposición de las poblaciones cercanas.

1. INTRODUCCIÓN

Los compuestos inorgánicos de Hg^{2+} presentes en el medio acuoso pueden sufrir procesos de biometilación llevados a cabo por microorganismos en condiciones anaeróbicas, dando lugar a la formación de MeHg, una de las especies más tóxicas del Hg. La forma Hg^{2+} , debido a su solubilidad en agua, puede ser transportada y depositada mediante la precipitación atmosférica en suelos, cuerpos de agua y superficies vegetales, además de incorporarse a los organismos por inhalación o absorción directa (Schiavo et al., 2020a; Liu et al., 2011). Una vez en el ambiente, el Hg puede adsorberse a partículas o ser rápidamente absorbido por microorganismos, favoreciendo su transformación y movilidad en los ecosistemas (Kushner, 2019). Tanto el Hg en su forma metálica como el presente en diversos compuestos pueden experimentar procesos de metilación en sedimentos del fondo de cuerpos de agua, donde presentan baja solubilidad (Gworek et al., 2016). Posteriormente, el MeHg puede bioacumularse y biomagnificarse a través de la cadena trófica (Selin, 2009). No obstante, la mayor parte del Hg^{2+} presente en el océano puede reducirse en Hg^0 por procesos fotoquímicos y microbianos, lo que provoca que vuelva a volatizarse y prolongue la vida atmosférica del Hg (Selin, 2009). En los depósitos marinos ubicados lejos de fuentes puntuales fluviales y antropogénicas, las concentraciones de Hg total suelen ser bajas. Bajo estas condiciones, la deposición atmosférica directa representa una de las principales vías de ingreso de Hg al sistema marino (Fitzgerald et al., 2007).

El Hg es un elemento ampliamente distribuido en diversas formaciones geológicas. Su concentración en rocas sedimentarias y magmáticas es comparable, con valores aproximados de 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$. No obstante, pueden localizarse concentraciones más elevadas de Hg en rocas ricas en materia orgánica, por ejemplo, en rocas arcillosas. El nivel natural de Hg en los sedimentos no excede los 0.05 mg/kg (Gworek et al., 2016). Una vez incorporado a los sedimentos, el comportamiento y la movilidad del Hg dependen en gran medida de los procesos de adsorción que ocurren en este medio. La adsorción de Hg está influenciada por diversos factores, entre los que se incluyen la forma química del Hg, la cantidad y las características químicas de los coloides orgánicos e inorgánicos presentes en los sedimentos, el tipo de cationes en los complejos de sorción, así como el potencial redox y la reactividad de los sedimentos. Por otra parte, un incremento en la concentración de Hg en los sedimentos superficiales generalmente se asocia con actividades humanas en un área específica, aunque en menor medida también puede estar influenciado por factores geológicos, como la

1. INTRODUCCIÓN

presencia de rocas subyacentes que contienen Hg (Gworek et al., 2016). Las principales fuentes de Hg en sedimentos incluyen la deposición atmosférica, el uso de pesticidas, la aplicación de lodos residuales y residuos municipales como fertilizantes, la combustión de carbón, las actividades metalúrgicas y la minería aurífera artesanal y de pequeña escala (MAPE). Además, el Hg presente en aguas superficiales puede incorporarse posteriormente a los sedimentos mediante distintos procesos de transporte y deposición (Lacerda & Salomons, 1999).

1.2. Toxicidad y riesgos para la salud por la exposición al Hg

El Hg en su forma Hg^0 y el MeHg son sustancias nocivas que afectan tanto al sistema nervioso central como al periférico (Fig. 1.3).

Efectos del mercurio en el cuerpo humano

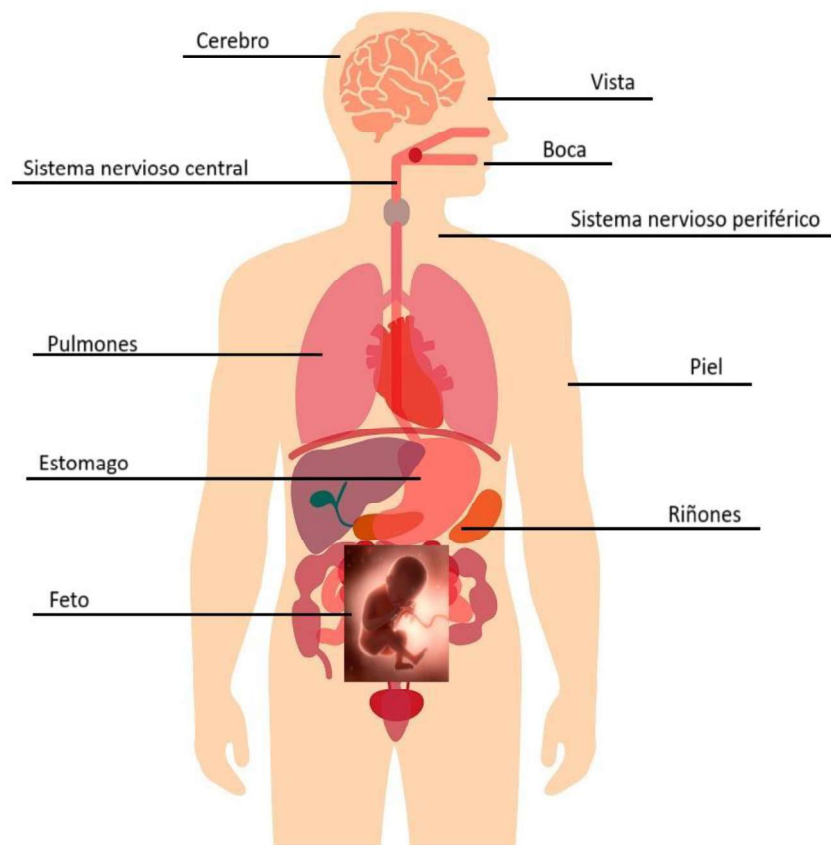


Fig. 1.3 Representación de los principales órganos y sistemas afectados por el Hg, destacando su impacto neurotóxico y multiorgánico.

1. INTRODUCCIÓN

Según Gaioli et al. (2012), el vapor de Hg^0 en elevadas concentraciones se absorbe de manera rápida en los pulmones (75–85% de la dosis inhalada). Puede ocasionar síntomas como tos, dificultad para respirar, dolor en el pecho, náuseas, vómitos, malestar estomacal, diarrea, fiebre y un sabor metálico en la boca. Debido a su alta liposolubilidad, se propaga a los tejidos atravesando con facilidad la barrera hematoencefálica y la placenta. La exposición directa al Hg en estado líquido se ha vinculado a la aparición de dermatitis. Esta forma de dermatitis de contacto suele manifestarse en las manos, los antebrazos o la cara, y puede dar lugar a erupciones cutáneas, lesiones hiperqueratósicas en la piel que tienen el potencial de ulcerarse; además, en casos de exposición prolongada, puede resultar en una alopecia que es reversible (Ramírez, 2008). La exposición prolongada y elevada al mercurio puede ser perjudicial para los sistemas nervioso e inmunológico, así como para el sistema digestivo, los pulmones y los riñones, pudiendo ocasionar consecuencias que en ocasiones son mortales. La exposición a los vapores de mercurio elemental a través de la inhalación puede dar lugar a alteraciones neurológicas y conductuales, que incluyen síntomas como temblores, inestabilidad emocional, insomnio, deterioro de la memoria, alteraciones neuromusculares y cefaleas. Además, es posible que esta exposición tenga un impacto negativo en la función renal y en la glándula tiroides (Ramírez, 2008).

Los efectos del Hg y sus compuestos sobre la salud pública están condicionados por variaciones en su toxicocinética, las cuales están influenciadas por la forma química del metal, su concentración y el tiempo de exposición (Schiavo et al., 2020b). En general el Hg en todos sus estados es potencialmente tóxico, pero principalmente el MeHg, que al ser una neurotoxina puede provocar daños permanentes al sistema nervioso (Gaioli et al., 2012). Algunos de los síntomas son: parestesia, ataxia, alteraciones sensoriales, temblores, visión borrosa, dificultad para hablar, dificultades auditivas, ceguera, sordera y muerte. Además, las complicaciones al sistema nervioso también pueden generar otras afecciones como, por ejemplo: toxicidad renal, infarto de miocardio, difusión inmunológica y presión arterial irregular (Liu et al., 2011).

El Hg puede llegar a la población a través del consumo de pescado y otros organismos acuáticos contaminados por MeHg. El Hg, al tener una densidad baja puede llegar hasta el cerebro fetal traspasando e infiltrándose con facilidad a la barrera hematoencefálica. Se ha

1. INTRODUCCIÓN

reportado una relación dosis-respuesta entre las concentraciones de Hg en el cabello materno y el coeficiente intelectual infantil, estimándose una disminución aproximada de 0.18 puntos de coeficiente intelectual por cada $\mu\text{g/kg}$ de incremento de Hg en el cabello materno (Driscoll et al., 2013). Sin embargo, en el caso de las mujeres embarazadas, no se observaron concentraciones elevadas que pudieran causarles daños a ellas, aunque sí a sus bebés. Los impactos ambientales y de salud están sólo indirectamente relacionados con las concentraciones atmosféricas ambientales de Hg^{2+} o Hg^0 . Los efectos y la toxicidad resultan de la conversión neta de Hg^{2+} en MeHg. Por esta razón, en enero de 2013 se firmó un tratado internacional (Convenio de Minamata) con el objetivo de regular la liberación global de Hg de origen antropogénico al medio ambiente. El Hg suele estar presente en la vida cotidiana de una persona promedio durante extensos períodos, en condiciones de baja exposición, como a través de la inhalación de gases ambientales, la ingestión de alimentos o la exposición a tratamientos dentales y productos estéticos (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2013).

El MeHg se genera predominantemente en ecosistemas acuáticos, en los cuales se bioacumula y biomagnifica a lo largo de la cadena trófica, como resultado de procesos de metilación llevados a cabo principalmente por microorganismos. En este contexto, los peces piscívoros presentan concentraciones más altas de Hg y constituyen un mayor riesgo para la salud humana que las especies omnívoras. En sistemas terrestres los pájaros insectívoros y los murciélagos tienen concentraciones altas de Hg en sus organismos. Las personas que consumen atún con frecuencia este tipo de especies en su dieta tienen mayor riesgo de presentar daños irreversibles a su salud (Edwards et al., 2021).

Las repercusiones socioeconómicas de la contaminación por Hg y la exposición de los seres humanos y la fauna silvestre al MeHg han motivado la implementación de políticas y regulaciones destinadas a restringir las emisiones de Hg derivadas de actividades humanas y a gestionar su transporte dentro y entre la atmósfera, el agua dulce, la litosfera y el océano a nivel local, regional y global (Driscoll et al., 2013). Por esta razón, en México, el Diario Oficial de la Federación (DOF, 2018) establece y especifica las características de las pilas y baterías primarias, incluyendo su clasificación de acuerdo con la tecnología del sistema electroquímico, así como los límites máximos permitidos de Hg y cadmio (Cd). En este

1. INTRODUCCIÓN

documento también se establecen los límites máximos permitidos por unidad de pilas se expresan como porcentajes calculados en relación con el peso total de cada pila. En este sentido, el contenido máximo permisible de Hg es de 0.0005 % en peso, mientras que para el cadmio (Cd) el límite establecido es de 0.0020 % en peso. Estas especificaciones forman parte de los lineamientos relativos a límites máximos, métodos de prueba y etiquetado de pilas y baterías primarias.

Así como las disposiciones relativas al etiquetado de dichos dispositivos. Las pilas que presentan una forma conocida como botón pueden tener un contenido de Hg que no supere el 2 % en peso. Con el fin de evidenciar el cumplimiento de la Norma Oficial Mexicana, las pilas y baterías primarias deberán ser sometidas a una evaluación en un laboratorio que cuente con la acreditación y aprobación pertinentes. Esta evaluación se llevará a cabo de acuerdo con el método de prueba establecido en el DOF (2021), el cual tiene como objetivo determinar los porcentajes de sustancias clasificadas como peligrosas en dichos dispositivos (DOF, 2018). Las mediciones de Hg en la orina son el método más adecuado para evaluar la exposición al Hg⁰, siendo especialmente útiles para analizar tanto las exposiciones agudas como las crónicas. La recolección de la primera orina del día puede proporcionar una estimación bastante precisa de la composición urinaria. Se establece que una concentración de Hg en la orina menor a 4 µg/L se considera dentro de los rangos normales Tabla 1.2 La medición de las concentraciones de Hg en la sangre puede verse dificultada por la existencia de fuentes alimenticias que estén contaminadas con este metal.

Tabla 1.2 Asociación entre la concentración de Hg urinario y la progresión de síntomas.	
Concentración de Hg en la orina (µg/L)	Señales y síntomas
<20	Ninguno
20 a 100	Disminución de la reacción en las pruebas de conducción nerviosa, actividad cerebral y destreza verbal. Indicación temprana de temblores en las pruebas.
100 a 500	Irritabilidad, depresión, pérdida de memoria, pequeños temblores, otros trastornos del sistema nervioso. Signos tempranos de trastorno de la función renal.
500 a 1000	Inflamación renal. Inflamación de las encías. Temblor y trastornos del sistema nervioso importantes.

Fuente: Tabla recuperada de ATSDR, 2012.

1. INTRODUCCIÓN

Se establece que un nivel de concentración en sangre de 50 µg/L o más representa el límite a partir del cual pueden aparecer síntomas de toxicidad. Sin embargo, es importante señalar que algunas personas que presentan concentraciones elevadas de Hg en la sangre pueden no mostrar signos clínicos evidentes (ATSDR, 2012).

Según la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (*European Food Safety Authority*, EFSA), la ingesta semanal tolerable (IST) de MeHg se fija en 1.3 µg/kg de peso corporal, mientras que, para el Hg inorgánico, se establece en 4 µg/kg. No obstante, no hay una decisión unánime sobre el límite promedio de toxicidad en humanos. La exposición al Hg puede ocurrir a través de las vías respiratorias, digestivas y dérmicas. La dosis letal de HgCl₂ por vía oral en humanos se estima entre 30000 y 50000 µg/kg. La Organización Mundial de la Salud establece como aceptable una concentración de 1 µg /L en el agua y una IST de 5 µg/kg de mercurio total y 3.3 µg/kg de MeHg. En naciones como España, que cuenta con una economía sólida y un elevado estándar de vida, se discuten los criterios técnico-sanitarios que rigen la calidad del agua destinada al consumo, así como su control y distribución; entre los diferentes parámetros químicos, se ha fijado un límite máximo para la concentración de Hg de 1 µg/L (Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática, 2023).

Los infantes menores de 30 meses de edad presentan un mayor riesgo de desarrollar toxicidad pulmonar, especialmente tras eventos de evaporación de Hg en el entorno doméstico. Asimismo, el Hg representa un riesgo significativo para la salud humana, particularmente durante el desarrollo fetal y la infancia (ATSDR, 2012). Las comunidades indígenas a nivel global que dependen en gran medida de la pesca local para su supervivencia podrían estar expuestas a niveles elevados de Hg, al igual que las comunidades de inmigrantes que capturan su propio pescado y los consumidores locales. Los peces, como el atún y el pez espada, presentan concentraciones más elevadas de MeHg. En contraste, los moluscos y crustáceos muestran niveles relativamente bajos, generalmente inferiores a 0.1 µg/kg. Los fetos pueden estar expuestos al MeHg durante el desarrollo fetal como consecuencia del consumo de pescado por parte de la madre durante el embarazo. Dado que esta sustancia es capaz de atravesar la placenta y alcanzar al feto, lo que se evidenció en casos de fetos gravemente

1. INTRODUCCIÓN

afectados por Hg, presentando síntomas similares a los de la parálisis cerebral, mientras que las madres mostraron síntomas leves o incluso ninguna señal de intoxicación. Se identificaron correlaciones análogas entre la exposición al MeHg y las deficiencias observadas en las evaluaciones motoras, de atención y verbales en niños de 7 y 14 años, lo que podría deberse a la disfunción subyacente en los lóbulos frontales (Driscoll et al., 2013).

La exposición al Hg en el entorno laboral puede acarrear serios problemas de salud, dado que se trata de un metal pesado altamente tóxico. Lamentablemente, no todas las industrias implementan las medidas de seguridad necesarias, especialmente aquellas que operan sin la debida autorización gubernamental y que tienden a gestionar de manera inadecuada este elemento (Schiavo et al., 2023b). Las características singulares del Hg han favorecido su uso en diversos sectores industriales durante un largo periodo de tiempo. Entre sus principales aplicaciones se encuentran las operaciones de minería artesanal o de pequeña escala, donde su utilización puede generar importantes emisiones y contaminación ambiental por Hg (Fig. 1.4), así como la producción de cemento, los hornos de ladrillos y la combustión de carbón, actividades que constituyen fuentes relevantes de liberación de este metal al ambiente (Lacerda & Salomons, 1999; Schiavo et al., 2023b). La extensa aplicación industrial de este recurso ha generado un desafío global en cuanto a su prohibición, ya que en numerosas ocasiones resulta esencial para determinados procesos. Por esta razón, se ha optado por implementar una regulación progresiva para su uso, con el fin de evitar una crisis en las industrias que dependen de su uso o producción (Driscoll et al., 2013). La exposición de los empleados en estas industrias que utilizan Hg en sus procedimientos puede ocasionar daños considerables a su salud. La población en general también puede estar expuesta al Hg a través de diversas fuentes, incluyendo el uso de productos que lo contienen, tales como termómetros, termostatos, interruptores eléctricos y bombillas fluorescentes, especialmente cuando estos artículos domésticos se rompen. Asimismo, a través del uso reciente de pintura o masilla que incluya Hg, ciertos remedios caseros, así como esfigmomanómetros y termómetros que contienen Hg (ATSDR, 2012).



Fig. 1.4 Estanques de minería artesanal asociados con contaminación por Hg en la Amazonía.
Fuente: Beaubien (2015). Fotografía de Rodrigo Abd / AP

Existen diversas patologías que resultan de la exposición al Hg, siendo que la mayoría de ellas impacta de forma severa y prolongada en la salud del trabajador, en los cuales pueden manifestarse a través de la inhalación de vapores, el contacto con la piel o la liberación de Hg de instrumentos o equipos deteriorados en diversas industrias y en ciertos laboratorios (Méndez-Mondragón, 2020). La exhibición de Hg se lleva a cabo en fábricas donde se emplea para la producción de cloro, hidróxido de sodio, monómero de cloruro de vinilo y espumas de poliuretano, además de ser empleado en la producción de termómetros y manómetros. También se libera de forma consecuente en procesos como la combustión del carbón, donde se liberan pequeñas cantidades de Hg, así como en los hornos utilizados para la producción de cemento (Ramírez et al., 2004). En particular, la industria minera se beneficia de este metal, ya que permite la rápida extracción del oro mediante la formación de amalgamas, que son aleaciones de mercurio con otros metales, lo que posibilita la obtención del oro de fuentes hídricas de manera eficiente y económica. La MAPE se define como una actividad minera informal que se lleva a cabo utilizando maquinaria de escasa calidad o en cantidades reducidas. Esta práctica se utiliza frecuentemente para la extracción de oro y

1. INTRODUCCIÓN

también plata, y a menudo implica el uso de amalgamación con mercurio, lo que puede resultar en la liberación de aproximadamente 2500 ± 500 toneladas anuales de Hg a la atmósfera (Edwards et al., 2021).

El MeHg es el compuesto orgánico de Hg más común en el medio ambiente. Entre el 90 y el 100 % del contenido de Hg en los peces se presenta en forma de MeHg. Prácticamente toda la población presenta, al menos, trazas de Hg en su organismo, lo que evidencia la amplia dispersión de este compuesto en el medio ambiente (González-Estecha et al., 2014). Los síntomas que podrían indicar un envenenamiento por Hg abarcan la pérdida de la visión periférica, la aparición de sensaciones de hormigueo, comúnmente en las extremidades y en la zona bucal, así como la falta de coordinación motora. Además, se pueden presentar alteraciones en el habla, la audición y la capacidad para caminar, junto con una notable debilidad muscular (González-Estecha et al., 2014).

La Secretaría del Convenio de Minamata sobre el Mercurio y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2023), que comenzó a aplicarse en agosto de 2017, representa un significativo avance en los esfuerzos globales para disminuir y erradicar el uso de Hg y sus compuestos. La comunidad internacional se esfuerza intensamente por implementar las disposiciones del convenio, así como por alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible relacionados, con el propósito de avanzar hacia el bienestar tanto para la humanidad como para el medio ambiente. Este acuerdo no solo tiene el potencial de mejorar la salud de las poblaciones a nivel global, sino que también facilita la transición hacia una economía más sostenible y equitativa. Mediante el Convenio de Minamata sobre el Mercurio, la comunidad internacional conmemora las numerosas vidas que se han perdido debido a la intoxicación por Hg y se compromete a prevenir desastres similares en el futuro. Este tratado representa el primer acuerdo ambiental de carácter global enfocado en enfrentar uno de los mayores riesgos para la salud humana y el medio ambiente, derivado de las emisiones antropogénicas y la liberación de Hg y sus compuestos. El logotipo oficial del Convenio de Minamata se presenta en la Fig. 1.5. Es importante destacar que una pequeña proporción de los 130.000 productos químicos y otras sustancias disponibles en el mercado global ha sido evaluada, etiquetada y controlada de manera adecuada.



Fig. 1.5 Logotipo del Convenio de Minamata sobre el Mercurio. Fuente: Secretaría del Convenio de Minamata sobre el Mercurio y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2023).

Un acontecimiento que indudablemente dejó una huella en la historia fue el incidente de Minamata, Japón, que tuvo lugar entre 1932 y 1968, relacionado con una planta de productos químicos en la localidad de Minamata. Esta fábrica vertía Hg, utilizado como catalizador en la producción de acetaldehído, directamente en las aguas de la bahía. Como resultado, el Hg se acumuló en los peces que consumían los habitantes de la zona a lo largo de varias décadas. Desde entonces la contaminación ocasionada por el Hg ha sido expuesta generando calamidades a escala global, provocando serias alteraciones tanto en el entorno natural como en la salud pública en diversas regiones del mundo, como se evidenció en el caso de la enfermedad de Minamata por intoxicación a MeHg (Secretaría del Convenio de Minamata sobre el Mercurio, 2023). Otro suceso tuvo lugar en Irak en 1911, cuando el país importó una considerable cantidad de semillas de cebada y trigo tratadas con un fungicida que contenía MeHg, las cuales fueron distribuidas para su siembra en la primavera de 1912. A pesar de las advertencias oficiales que se emitieron a tiempo, el grano fue procesado y la harina resultante

1. INTRODUCCIÓN

se utilizó para la elaboración de pan. Como consecuencia, fallecieron 500 personas y más de 6500 requirieron atención hospitalaria. Los casos de intoxicación presentaron una menor severidad en adultos en comparación con los niños, cuyos padres habían ingerido el alimento contaminado (González-Estecha et al., 2014).

El Convenio de Minamata establece una prohibición progresiva del uso de Hg en diversos procesos industriales y en productos como termómetros y baterías, exceptuando las pilas de botón que contengan menos del 2% de mercurio, así como las lámparas. Además, se implementan controles sobre la exportación e importación de metales pesados y se establecen medidas para garantizar el almacenamiento seguro de los residuos de Hg (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2013). El 10 de octubre de 2013, el representante de los Estados Unidos Mexicanos, Enrique Peña Nieto, con la debida autorización, firmó *ad referendum* el Convenio de Minamata sobre el Mercurio, suscrito en Kumamoto, Japón (DOF, 2017), en alineación con el "Convenio de Basilea", que regula el control de los traslados internacionales de residuos peligrosos y su disposición final. Este último fue firmado por México el 22 de marzo de 1989 y ratificado el 22 de febrero de 1991 (DOF, 2018).

Una vez que el Hg se deposita en ecosistemas marinos y terrestres, puede transformarse, a través de procesos biológicos en MeHg, una sustancia extremadamente tóxica que tiene la capacidad de bioacumularse (acumularse en los tejidos cuando su eliminación es más lenta que su absorción) y biomagnificarse (incrementar su concentración en los niveles tróficos superiores) en las cadenas alimentarias, lo que puede resultar en la exposición tanto de la fauna silvestre como de los seres humanos (Edwards et al., 2021). Por consiguiente, el MeHg es clasificado como un contaminante de alta prioridad en la biosfera, dado su potencial tóxico y su notable capacidad de biomagnificación a lo largo de las cadenas tróficas (Geyman et al., 2023). La bioacumulación se trata del mecanismo mediante el cual los seres vivos incorporan de manera continua y en cantidades significativas compuestos químicos, como el Hg. En particular en el ser humano, tras el proceso de oxidación, el Hg tiene la capacidad de bioacumularse en órganos como el hígado, el cerebro y la corteza renal (Rice et al., 2014; Schiavo et al., 2020a). El MeHg presenta un proceso de bioacumulación que puede alcanzar concentraciones peligrosas a lo largo de la cadena trófica en ambientes acuáticos,

1. INTRODUCCIÓN

comenzando desde los microorganismos hasta los organismos que ocupan la cima de la cadena alimenticia, como los peces depredadores y los mamíferos. Este fenómeno ocurre principalmente a través de la adsorción en la superficie del cuerpo de los organismos y, en gran medida, por la ingestión de alimentos contaminados (Kehrig et al., 2009). La transferencia de concentraciones de Hg en las cadenas y redes tróficas marinas constituye un elemento fundamental para analizar el fenómeno de biomagnificación del Hg, que ocurre al desplazarse de un nivel trófico a otro, desde la presa hasta el depredador que la ingiere (Barwick & Maher, 2003), lo cual ocasiona que los depredadores ubicados en la cúspide trófica, como los cetáceos, acumulen cantidades significativas de mercurio en sus tejidos.

1.3. Fuentes naturales y antropogénicas del Hg

Es fundamental distinguir entre las diversas fuentes de emisiones tanto primarias como secundarias de Hg. Las fuentes primarias liberan Hg directamente a la atmósfera desde reservorios litosféricos, mientras que los procesos de reemisión constituyen fuentes secundarias que movilizan el Hg en la superficie. Las fuentes primarias contribuyen al incremento de la reserva global de Hg en la atmósfera, en tanto que las fuentes secundarias se encargan de redistribuirlo entre los ecosistemas y los suelos, hasta que finalmente se reemite a la atmósfera (Driscoll et al., 2013). En el periodo anterior a la era preindustrial, las emisiones naturales de Hg representaban aproximadamente dos tercios del total que se liberaba a la atmósfera; sin embargo, en la actualidad, las emisiones de origen humano han incrementado considerablemente, y se estima que entre el 40 y el 75% del Hg presente en la atmósfera proviene de fuentes antropogénicas (Gaona-Martínez, 2004). Se registraron importantes liberaciones de Hg al suelo, al agua y a la atmósfera como consecuencia de la minería artesanal y a pequeña escala, así como de los procesos de amalgamación de Ag y Au durante el período de la Fiebre del Oro y tras la Revolución Industrial. Desde entonces, la introducción de MeHg ha aumentado considerablemente, fenómeno intensificado tanto por el desarrollo industrial como por el crecimiento de la población mundial (Fig.1.6), lo que ha contribuido a una mayor liberación antropogénica de Hg al medio ambiente (Yang et al., 2016; UNEP & Programa de Monitoreo y Evaluación del Ártico (*Arctic Monitoring and Assessment Programme* [AMAP], 2019).

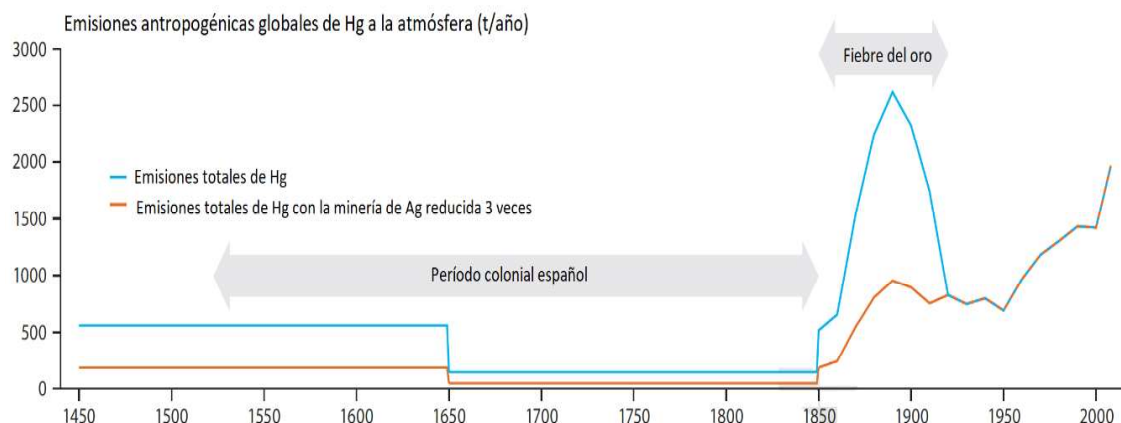


Fig. 1.6 Emisiones antropogénicas globales de Hg a la atmósfera (t/año) desde 1450 a 2015. Fuente: Adaptado de UNEP & AMAP, 2019, p. 15.

Las fuentes de emisiones primarias, atribuibles al aumento de la actividad humana, han crecido en comparación con las fuentes naturales geogénicas en un rango de 2 a 15 veces. La quema de residuos y los incendios al aire libre liberan aproximadamente la mitad de su Hg en forma de Hg^{2+} (Driscoll et al., 2013). Es fundamental tener en cuenta que las estimaciones de Hg se sitúan en un rango bastante amplio y es necesario realizar más investigaciones para poder establecer con mayor precisión las emisiones globales de Hg gaseoso total (*total gaseous mercury*, TGM).

Una de las fuentes naturales más significativas de Hg se origina a través de erupciones volcánicas en la superficie terrestre, específicamente por medio de fumarolas volcánicas. Los volcanes presentan un amplio rango de actividad, que abarca desde eventos continuos hasta efimeros, lo cual podría ser comparable a su diversidad y distribución geográfica. En ciertas áreas del planeta, un volcán que se mantiene activo de manera constante puede convertirse en la principal fuente local de contaminación (Nriagu & Becker, 2003). La escasez de datos y las diversas discrepancias en las estimaciones conducen a una precisión relativamente baja en cuanto a las emisiones exactas de Hg que se liberan a la atmósfera; no obstante, se estima que estas emisiones varían entre 800 y 5800 toneladas por año. La forma predominante en estas emisiones naturales es el Hg^0 (Liu et al., 2011). También pueden contener formas reactivas de Hg^{2+} y PHg (Pyle & Mather, 2003). Una gran cantidad de este material se eleva hacia la atmósfera en columnas que varían desde las estelas translúcidas, ricas en gas, que se pueden observar sobre volcanes que no están en erupción y que se desgasifican de manera

1. INTRODUCCIÓN

pasiva, hasta las columnas cargadas de cenizas que se asocian con erupciones explosivas. Desde hace mucho tiempo, muchas áreas de actividad geotérmica han estado vinculadas a altos niveles de Hg en el suelo y en el aire (Nriagu & Becker, 2003). Los flujos geotérmicos son bastante inciertos y complicados de cuantificar, pero es probable que sumen un total de 60 Mg de Hg por año (Varekamp & Buseck, 1986; Nriagu & Becker, 2003). Otras fuentes naturales de emisión de Hg incluyen la desgasificación de la corteza y de los suelos, la evasión desde superficies acuáticas y los incendios forestales, procesos que implican principalmente la liberación de Hg^0 hacia la capa límite planetaria (Pyle & Mather, 2003; Sonke et al., 2023).

Las fuentes de origen humano son aquellas que generan contaminación o impactan negativamente en el medio ambiente debido a las acciones realizadas por las personas. Dichas fuentes pueden provenir de sectores como la industria, la minería o la agricultura. El Hg, como se ha mencionado anteriormente, está presente de manera natural en el entorno, y en la mayoría de los casos, los minerales lo retienen de forma segura, lo que minimiza su riesgo. Sin embargo, se convierte en un problema cuando es liberado a través de actividades humanas, ya que el ser humano introduce al medio ambiente cantidades significativas de Hg, el cual puede aportar a las emisiones globales de Hg. Las principales fuentes de contaminación de origen humano por Hg a nivel global provienen de la combustión de combustibles fósiles, tales como el carbón, el lignito, la turba y la madera. La quema de estos materiales se lleva a cabo tanto en el ámbito industrial como en el doméstico. Durante el proceso de combustión, se liberan al medio ambiente las mínimas cantidades de Hg que estos combustibles contienen de forma natural. Estas pequeñas emisiones constituyen la fuente predominante de Hg a nivel global, generándose en actividades como la producción de energía, la fabricación de cemento y la extracción de metales (*United States Environmental Protection Agency [EPA]*, 2023).

La continua emisión de Hg ha resultado en un incremento de sus niveles, que actualmente son de tres a seis veces superiores a los que se estima existían en la atmósfera durante la era preindustrial. Alrededor del 80% del Hg liberado por actividades humanas corresponde a Hg^0 que se dispersa en la atmósfera. Aproximadamente el 15% del total se libera al suelo, proveniente de fertilizantes, fungicidas y residuos sólidos municipales. Un 5% adicional se

1. INTRODUCCIÓN

vierte en cuerpos de agua ambiental a través de las aguas residuales generadas por diversas industrias. La presencia de Hg en el medio ambiente es un fenómeno natural, lo que implica que la exposición a este elemento es inevitable para la población en general, aunque generalmente se produce a niveles muy bajos. En el aire, el agua y los alimentos, las concentraciones de mercurio no representan un riesgo significativo para la salud. En áreas urbanas, se han registrado concentraciones atmosféricas de Hg entre 10 y 20 ng/m³. En contraste, las concentraciones en zonas rurales suelen ser menores que aquellas observadas en áreas urbanas de alta densidad poblacional, con niveles atmosféricos generalmente cercanos o inferiores a 6 ng/m³ (Lindqvist & Rodhe, 1985). Los niveles de Hg en las aguas superficiales suelen ser inferiores a 5 ng/L, mientras que, en el suelo, los niveles considerados normales oscilan entre 20 y 625 µg/kg de Hg (Andersson, 1979).

Una posible vía de exposición al mercurio metálico para la población en general es el mercurio que se libera de las amalgamas dentales empleadas para el tratamiento de caries y otras afecciones dentales. Parte del Hg presente en la superficie de estas empastaduras puede evaporarse y entrar en la atmósfera en forma de vapor o disolverse en la saliva. Se calcula que las amalgamas dentales liberan diariamente entre 3 y 7 µg de Hg. No obstante, esta no es la única vía de exposición. Los derrames de Hg metálico en el hogar, ocasionados por termómetros rotos o interruptores eléctricos defectuosos, pueden generar vapores de mercurio en el aire interior. Incluso cantidades mínimas de Hg metálico pueden incrementar la concentración de este elemento en el aire a niveles potencialmente perjudiciales (ATSDR, 1999).

La principal fuente de emisión antropogénica de Hg a nivel mundial proviene de la minería de oro artesanal y de pequeña escala, actividad que contribuye de manera importante a la contaminación ambiental por este metal (Fig. 1.7). Esta práctica se lleva a cabo de forma ilegal por individuos o pequeños grupos que extraen el oro utilizando métodos artesanales simples y económicos, generalmente en entornos no regulados. Se calcula que más de un tercio de las emisiones globales de Hg se atribuyen a esta actividad, lo que sugiere que enfocar esfuerzos en este sector, implementando tecnologías alternativas más seguras, podría disminuir de manera significativa tanto su uso como las emisiones a nivel global. A pesar de las disminuciones en el consumo y en las emisiones de Hg logradas en áreas como Europa y

1. INTRODUCCIÓN

América del Norte, esto no implica que las concentraciones globales estén disminuyendo. De hecho, es probable que los niveles de Hg en nuestro entorno permanezcan altos durante un período prolongado, debido a la persistencia de este metal en el medio ambiente y al aumento significativo de las emisiones en otras regiones. Asimismo, estas emisiones tienen la capacidad de viajar grandes distancias (US EPA, 2023).

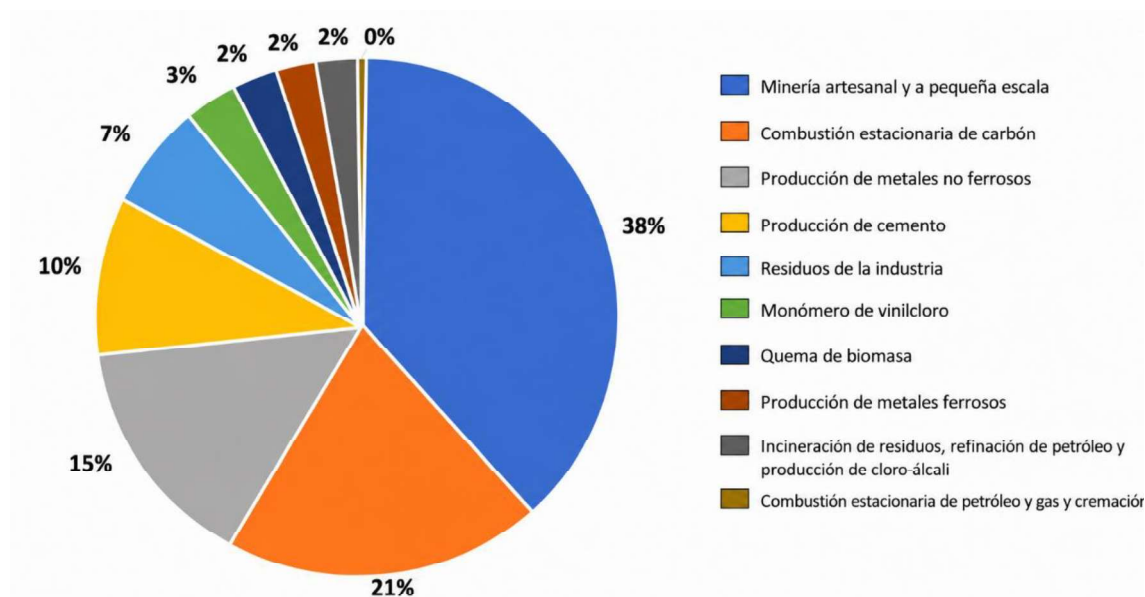


Fig. 1.7 El gráfico presenta estimaciones sobre las emisiones de Hg a nivel global, provenientes de diversas fuentes antropogénicas. Fuente: Adaptado de Al-Sulaiti et al. (2022).

Los volcanes constituyen una de las principales fuentes naturales de Hg a la atmósfera, liberándolo principalmente en fase gaseosa junto con otros elementos traza durante procesos eruptivos y de desgasificación volcánica. No obstante, las concentraciones ambientales de Hg previas a la industrialización eran considerablemente menores que las registradas en la actualidad debido al incremento de las emisiones antropogénicas. Asimismo, los gases y compuestos emitidos por los sistemas volcánicos proporcionan información relevante sobre los procesos magmáticos e hidrotermales que ocurren en el interior terrestre. Las estimaciones del flujo volcánico global de Hg han presentado una alta variabilidad entre distintos estudios, con valores históricos que oscilan desde 0,6 t/a hasta más de 1000 t/a. Aunque las estimaciones más recientes han reducido parcialmente esta incertidumbre, aún persisten discrepancias superiores a un orden de magnitud, con valores estimados entre 45 y 700 t/a (Edwards et al., 2021).

1. INTRODUCCIÓN

La liberación de este elemento a la superficie terrestre puede ocurrir a través de diversas formas naturales, incluyendo la actividad geogénica que se manifiesta en respiraderos de gas, lagos de lava situados en los cráteres de las cumbres, fumarolas subsidiarias y áreas de desgasificación difusa en los flancos de los volcanes, tales como aguas termales, lagos volcánicos, ollas de barro y fumarolas que se encuentran conectadas a acuíferos hidrotermales que son albergados por los volcanes. En cuanto a la composición molecular de las fumarolas y los gases emitidos por los sistemas volcánicos, estos se componen principalmente de vapor de agua, dióxido de carbono (CO_2), dióxido de azufre (SO_2), hidrógeno (H), sulfuro de hidrógeno (H_2S) y haluros de hidrógeno como el fluoruro de hidrógeno (HF) y el cloruro de hidrógeno (HCl). Además, presentan una diversidad de metales, entre los que se incluyen el arsénico (As), Hg , el plomo (Pb), el antimonio (Sb), el selenio (Se) y el talio (Tl) (Melián et al., 2021).

En su forma básica, este elemento es volátil y puede ser transportado a través del aire. Los vapores generados durante su volatilización son invisibles y carecen de olor. A nivel mundial, la deposición neta de Hg en la atmósfera está estrechamente relacionada con las emisiones de este elemento. La vida del Hg en la atmósfera se compone de cuatro procesos fundamentales: emisiones, transporte, reacciones químicas redox y deposición. Estas emisiones pueden originarse tanto de fuentes geogénicas naturales, como el vulcanismo y la erosión que se estiman en 500 toneladas por año; como de fuentes antropogénicas que incluyen la combustión de combustibles, la incineración de residuos y la minería, con un total estimado de 2100 toneladas por año (Edwards et al., 2021). El transporte de Hg a través de la atmósfera se realiza de manera más rápida en comparación con otros reservorios ambientales. Aunque el Hg^0 que se introduce en la atmósfera puede ser transportado eficientemente a escala hemisférica dentro de su región de origen, el intercambio interhemisférico resulta menos eficiente debido a las barreras dinámicas atmosféricas y a los procesos de transformación y deposición que limitan su transferencia efectiva. En la región situada por encima de la tropopausa, se produce una rápida oxidación del Hg^0 .

Las mediciones realizadas en la atmósfera sugieren que el proceso de oxidación de Hg^0 a Hg^{2+} debe ser de naturaleza fotoquímica. La eliminación del Hg en la atmósfera puede llevarse a cabo a través de procesos de deposición húmeda o seca. La deposición húmeda se

1. INTRODUCCIÓN

refiere a la remoción de Hg^{2+} tanto en su forma gaseosa como en aerosol. Por otro lado, la rápida deposición seca de Hg en forma de vapor RGM se debe a su notable solubilidad en agua, mientras que la deposición seca de PHg está influenciada por el tamaño de dichas partículas. La principal fuente de Hg a la mayoría de las cuencas hidrográficas es por deposición atmosférica, seguida por la erosión de las rocas que contienen Hg en el suelo, las cuales también contribuyen a los aportes naturales de este metal. Tras la deposición atmosférica del mercurio, este puede ser sometido a un proceso de reducción química por diferentes fuentes a través del follaje, el suelo, las aguas superficiales o la capa de nieve, lo que permite su retorno a la atmósfera, completando así el ciclo redox. No todo el Hg es reemitido a la atmósfera, la materia orgánica del suelo actúa como un agente que inmoviliza la deposición de Hg mediante la interacción con grupos funcionales reductores de azufre (Driscoll et al., 2013). Una fracción reducida de Hg^{2+} se transforma en MeHg y $\text{C}_2\text{H}_5\text{Hg}$, mientras que otra porción limitada se incorpora a los lixiviados y escorrentías, alcanzando así tanto las aguas subterráneas como las superficiales (Liu et al., 2011).

Los compuestos orgánicos están sujetos a un proceso de deposición, ya sea húmeda o seca, que ocurre de manera notablemente rápida a través de mecanismos como la disolución, la nucleación y la formación de aerosoles, hasta que finalmente se asientan (Edwards et al., 2021). El GEM se caracteriza por su estabilidad química y su escasa solubilidad en agua, lo que lo convierte en la forma más prevalente de mercurio en la atmósfera, además de poseer el mayor tiempo de permanencia. No obstante, el mercurio oxidado gaseoso (*gaseous oxidized mercury*, GOM) y el PHg presentan una mayor reactividad y/o solubilidad en agua. (Kushner, 2019). La solubilidad de los compuestos de mercurio muestra una considerable variabilidad; por ejemplo, el Hg en su forma metálica tiene una solubilidad en agua de 60 $\mu\text{g/L}$ a 25 °C, 250 $\mu\text{g/L}$ a 50 °C y 1100 $\mu\text{g/L}$ a 90 °C. A 25 °C, la solubilidad del cloruro mercurioso en agua es de 2 mg/L, mientras que el cloruro mercúrico presenta una solubilidad de 69 g/L a 20 °C ("*Meeting of the IARC Working Group*," 1993; Lide, 1991).

1.4 El Hg volcánico

Los volcanes representan una fuente significativa de emisiones naturales de Hg en la atmósfera. Este Hg, que se origina de la desgasificación de la corteza terrestre, es liberado a través de los gases volcánicos, alcanzando un rango de entre 25,000 y 125,000 toneladas

1. INTRODUCCIÓN

anualmente (Edwards et al., 2021). En el mundo se encuentran importantes depósitos de Hg que están asociados a áreas de actividad volcánica, tales como el Cinturón de Fuego del Pacífico (que rodea la cuenca del océano Pacífico), la cordillera del Pacífico oriental (asociada al margen occidental de América, principalmente a lo largo de la zona andina), el Arco Mediterráneo (región de contacto tectónico entre el sur de Europa, el norte de África y el suroeste de Asia), el Himalaya (Asia central, entre India, Nepal, Bután y China) y la Cordillera Mesoatlántica (cadena montañosa submarina que atraviesa el océano Atlántico de norte a sur) (Mitra, 1986). En México, la actividad volcánica constituye una fuente natural de emisiones de Hg. En particular, el volcán Popocatepetl ha sido identificado como un emisor significativo de este elemento, liberando aproximadamente 2.6 toneladas de Hg durante episodios eruptivos documentados. Asimismo, se ha reportado la presencia de Hg en las emisiones volcánicas, lo que evidencia su contribución al ciclo atmosférico de este metal pesado (Goff et al., 1998).

El Hg se encuentra distribuido de manera heterogénea en la parte superior del manto terrestre, lo que implica que su liberación a través de procesos volcánicos puede mostrar una notable variabilidad en distintos contextos tectónicos. En las emisiones de los volcanes de arco, que se localizan en zonas de subducción, es común observar concentraciones elevadas y flujos significativos de Hg. Cada año, el vulcanismo de arco emite entre 300 y 600 toneladas de compuestos volátiles a nivel global. Las fuentes geotérmicas contribuyen con cerca de 60 toneladas anuales de Hg a la atmósfera (Aiuppa et al., 2017). En contraste, en los volcanes que no forman parte de un arco, situados en áreas distantes de los límites de las placas tectónicas, es posible que se generen emisiones de Hg relativamente bajas. En el contexto global, el vulcanismo de arco representa la mayor parte de la actividad volcánica, aportando un 70% del volumen total de desgasificación en la superficie. Los volcanes de arco generan un flujo total de Hg superior en comparación con aquellos que no pertenecen a este tipo de sistema volcánico (Bagnato et al., 2015).

Las actividades geotérmicas desempeñan un papel significativo en la determinación de los niveles de emisiones de Hg. Así como la suma de la contribución de los océanos y otras aguas superficiales, las rocas, los suelos superiores y la vegetación, los volcanes, la quema de biomasa, en conjunto liberan anualmente alrededor de 5207 Mg de Hg al año (Pirrone &

1. INTRODUCCIÓN

Mason, 2009). La emisión de gases en campos geotérmicos puede presentarse como no volcánicos, los cuales están vinculados a características tectónicas, tales como las zonas de fallas en la corteza terrestre. Se estima que las emisiones geotérmicas-hidrotermales difusas aportan las menores concentraciones de Hg en comparación con la actividad volcánica (Edwards et al., 2021). El Hg puede ser liberado a través de erupciones volcánicas y pozos geotérmicos, donde este último utiliza el calor del subsuelo para generar energía eléctrica, lo que también resulta en la emisión de Hg al medio ambiente. Un ejemplo de esto es la planta geotérmica "El campo Cerro Prieto", que se localiza en las cercanías de Mexicali, Baja California, y posee una capacidad instalada de 720 MW. Desde su inicio de operaciones en 1973, se ha reportado una liberación de hasta 47 kilogramos de Hg por año, de los cuales aproximadamente el 90% se dispersa en la atmósfera, mientras que el restante 10% se dirige a descargas de agua (Ramírez et al., 2004).

Las contribuciones de Hg en sistemas geotérmicos que contienen este elemento en la superficie liberan más en comparación con aquellos lugares donde la presencia de Hg es menos significativa. Además, estos sistemas geotérmicos aportan más en el inventario de Hg atmosférico del planeta, dado que abarcan amplias extensiones de terreno (Hazen et al., 2012). En investigaciones llevadas a cabo por Varekamp & Buseck en 1986, se estimó que el contenido de Hg en fuentes termales a 100 °C alcanzaba las 60 t/a en zonas geotérmicas. Estas estimaciones son coherentes con estudios anteriores realizados por Weissberg y Rohde (1978) y Robertson et al. (1977), quienes calcularon las emisiones de Hg de las plantas geotérmicas en un rango de 1 a 2 gramos de Hg por megavatio diario, lo que se alinea con los hallazgos de Varekamp & Buseck (1986). Las emisiones de Hg también son provenientes de volcanes submarinos que incrementan la concentración de este metal y otros elementos (Si, SO₂ y CO₂) en el agua marina. Este fenómeno ocurre debido al contacto entre la lava y el océano, un proceso observable en la dorsal mesoatlántica (Fig. 1.8) y la dorsal del Pacífico oriental (Varekamp & Buseck, 1986).

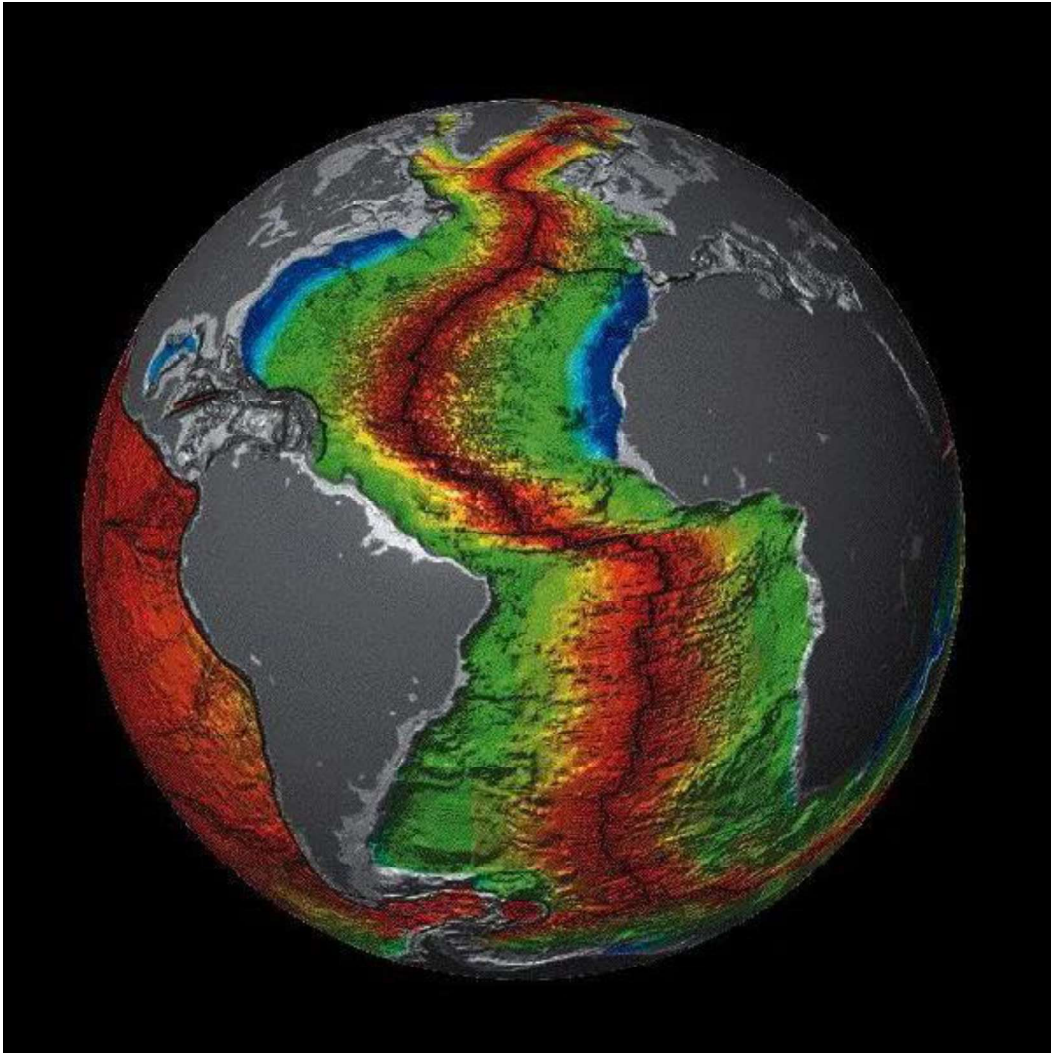


Fig. 1.8 La dorsal mesoatlántica constituye un límite divergente de placas tectónicas que se extiende a lo largo del océano Atlántico, alcanzando una longitud aproximada de 1000 kilómetros. Fuente: Recuperado de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (*National Oceanic and Atmospheric Administration* [NOAA], 1996).

La proporción de Hg/SO_2 se utiliza comúnmente para estimar las emisiones de Hg en los gases volcánicos (Pirrone & Mason 2009). La determinación de la concentración de Hg se realiza mediante mediciones remotas de la concentración de SO_2 en la columna de gases emitidos por el magma. Sin embargo, la relación entre Hg y SO_2 no siempre se presenta en proporciones consistentes, dado que la solubilidad de ambos compuestos en silicatos fundidos varía en diferentes proporciones a lo largo del proceso de fraccionamiento (Pyle & Mather, 2003). El comportamiento del Hg y el SO_2 presenta similitudes dentro de los

1. INTRODUCCIÓN

sistemas volcánicos; sin embargo, las variaciones en la composición del magma de origen pueden provocar flujos inconsistentes de Hg y SO₂ (Edward et al. 2021). Asimismo, durante la desgasificación magmática, las diferencias en sus coeficientes de partición y solubilidad pueden modificar la relación Hg/SO₂ observada en las emisiones volcánicas (Schiavo et al., 2020a).

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Determinar las concentraciones de Hg en forma de partículas presentes en las cenizas volcánicas del volcán Popocatepetl, con el fin de evaluar su variabilidad y aportar información para su interpretación ambiental y sanitaria.

2.2 Objetivos específicos

1. Comparar las metodologías de análisis ICP-MS y DMA-80 para evaluar la correlación entre los resultados obtenidos en la determinación de Hg en cenizas volcánicas.
2. Determinar los niveles de Hg en la ceniza volcánica del Popocatepetl y aplicar índices ambientales para evaluar el grado de contaminación asociado a las muestras analizadas.
3. Comparar las concentraciones de Hg determinadas en la ceniza volcánica del Popocatepetl con las reportadas para otros volcanes, con el fin de contextualizar los niveles obtenidos en este estudio.
4. Evaluar el riesgo a la salud en niños y adultos por ingestión, inhalación, contacto dérmico y vaporización del Hg presente en la ceniza, con el fin de estimar sus posibles implicaciones sanitarias.

3. Hipótesis

La ceniza volcánica emitida por el volcán Popocatepetl contiene concentraciones detectables de Hg con potenciales implicaciones ecológicas y sanitarias, las cuales pueden determinarse de manera comparable mediante las metodologías ICP-MS y DMA-80.

4. Antecedentes

4.1. El volcán Popocatépetl

El volcán Popocatépetl está situado en las coordenadas 19.02°N, 98.62°W (Fig. 4.1), con una altitud de 5.454 msnm (Martin-Del Pozzo, 2012). Geográficamente, se localiza en el centro de México, entre los estados de Puebla, México y Morelos, dentro de la FVTM, aproximadamente a 350 km al NE de la zona de subducción de Mesoamérica. La formación de magmas se relaciona con la subducción de la placa de Cocos bajo la placa norteamericana, y los estratos volcánicos del volcán Popocatépetl exhiben una secuencia de eventos tanto destructivos como constructivos, siendo este volcán el más activo de la región (Sosa-Ceballos et al., 2015).

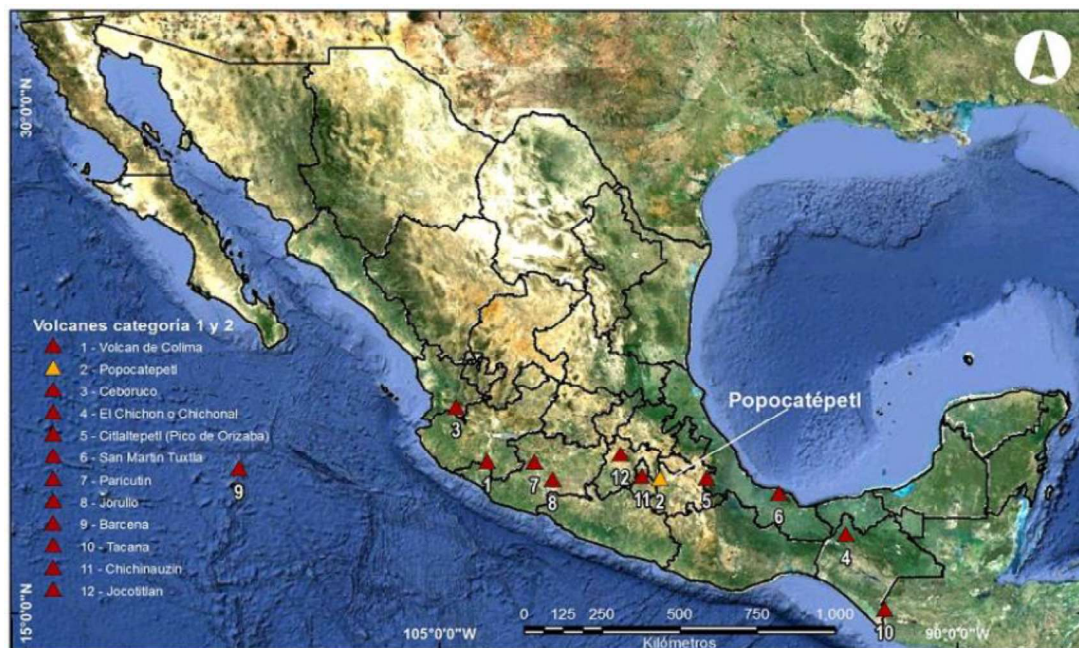


Fig. 4.1 Localización del volcán Popocatépetl y otros volcanes en el Cinturón Volcánico Transmexicano. Fuente: Tomado de CENAPRED, 2013.

El volcán en cuestión se encuentra limítrofe a los estados de México, Puebla y Morelos (Fig. 4.2) y es la segunda cumbre más alta de México solamente por detrás del Pico de Orizaba que alcanza los 5.610 m de altura sobre el nivel del mar.

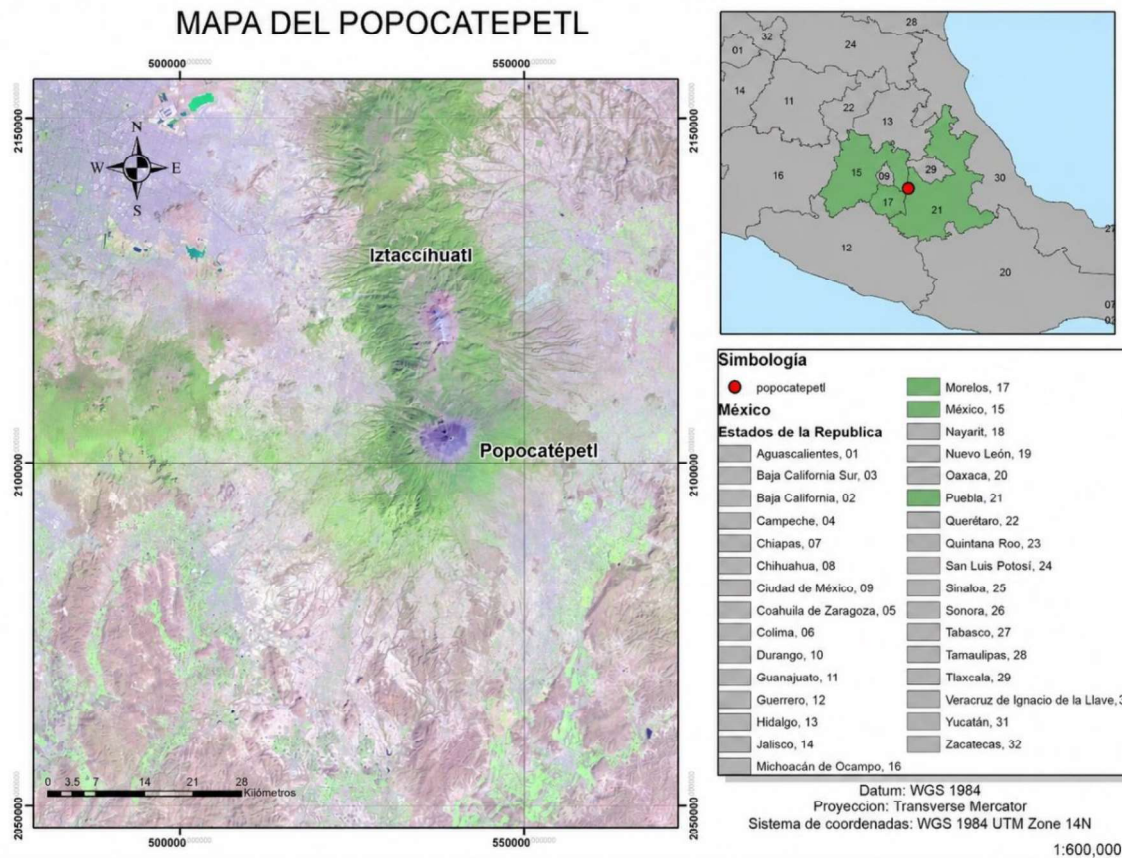


Fig. 4.2 Mapa de localización del volcán Popocatepetl y del Iztaccíhuatl en el centro de México. El recuadro muestra la ubicación regional del Popocatepetl entre los estados de México, Morelos y Puebla.

La composición del magma en el volcán Popocatepetl varía de basáltica a dacítica, aunque predominan las composiciones andesíticas (Schaaf et al., 2005). Se ha propuesto la existencia de al menos dos componentes magmáticos: un magma máfico que cristaliza cerca del límite corteza-manto y un componente más evolucionado con el que se mezcla a profundidades de entre 4 y 13 km (Martin-Del Pozzo, 2012). Diversos estudios geoquímicos, basados en elementos mayores, han permitido caracterizar la composición del sistema volcánico y su evolución. En general, los datos reportados en la literatura se concentran en el campo de las andesitas en el diagrama TAS, de acuerdo con los criterios de la Unión Internacional de Ciencias Geológicas (*International Union of Geological Sciences*, IUGS) según Le Maitre et al. (2002), lo que sugiere una relativa estabilidad composicional del sistema. En este

4. ANTECEDENTES

contexto, los datos analizados en este estudio son consistentes con dicha tendencia (véase Tabla 4.1 y Fig. 4.3).

Tabla 4.1 Composición de elementos mayores (% en peso) en productos volcánicos del Popocatepetl, basada en datos reportados en la literatura y ceniza volcánica reciente.							
% en peso	1995/1996	2012	2015	2016	2017	2019	2023 (Este estudio)
SiO ₂	62.29	58.46	58.76	60.71	62.51	61.55	61.3
TiO ₂	0.75	0.79	0.85	0.83	0.75	0.80	0.82
Al ₂ O ₃	15.84	16.63	15.49	16.48	16.32	15.66	15.88
Fe ₂ O ₃	4.92	6.52	6.52	5.80	4.94	5.82	5.98
MnO	0.05	0.12	0.12	0.10	0.09	0.11	0.10
MgO	2.33	5.06	5.38	3.75	2.85	4.28	4.50
CaO	4.62	5.92	6.27	5.89	4.84	5.0	5.62
Na ₂ O	3.83	3.89	4.08	4.48	4.34	3.85	4.12
K ₂ O	1.61	1.33	1.38	1.70	1.84	1.71	1.42
P ₂ O ₅	0.17	0.20	0.20	0.21	0.17	0.18	0.19
PPC	3.15	0.77	0.81	0.17	1.39	0.70	0.10

1995–1996: valores representativos dentro del rango composicional reportado por Schaaf et al. (2005). 2012–2019: ceniza volcánica (Cruz-Sánchez et al., 2021). 2023: ceniza volcánica generada en este estudio (muestras 2023, analizadas en la Universidad de Sonora). PPC: pérdida por calcinación.

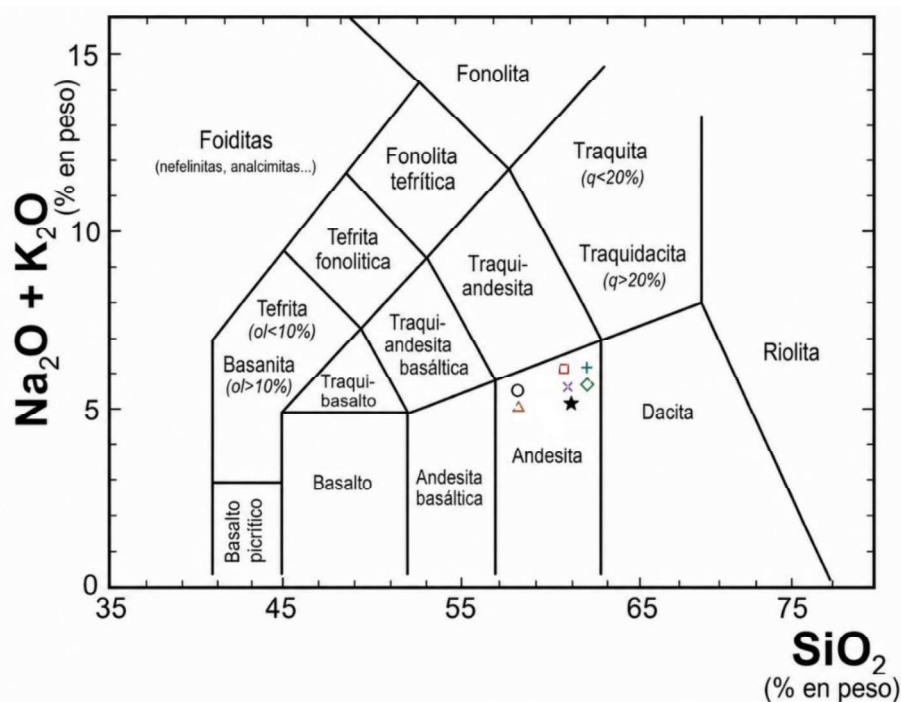


Fig. 4.3 Diagrama TAS para la clasificación geoquímica de productos volcánicos del Popocatepetl. Símbolos: ★ este estudio, 2023; ▽ Schaaf (2005), 1995/1996; △ Cruz-Sánchez et al. (2021), 2012; ○ Cruz-Sánchez et al. (2021), 2015; □ Cruz-Sánchez et al. (2021), 2016; + Cruz-Sánchez et al. (2021), 2017; × Cruz-Sánchez et al. (2021), 2019.

La información integrada evidencia que los productos volcánicos del Popocatepetl se distribuyen predominantemente en el campo de las andesitas en el diagrama TAS, mostrando ligeras variaciones hacia composiciones más evolucionadas, lo que sugiere una relativa estabilidad en la composición del sistema magmático a lo largo del tiempo. Este patrón composicional proporciona un marco de referencia clave para comprender la dinámica eruptiva del volcán, cuyo desarrollo y evolución se abordan en el siguiente subcapítulo.

4.2 Historial de la actividad volcánica del Popocatepetl

La actividad volcánica del Popocatepetl se remonta a épocas precolombinas y continúa hasta la actualidad. Durante los últimos 23 mil años, se han registrado al menos siete erupciones plinianas (Capra et al., 2004; Schaaf et al., 2005), mientras que en su actividad más reciente predominan eventos de menor magnitud, principalmente de tipo estromboliano y vulcaniano (Martin-Del Pozzo, 2012). El 21 de diciembre de 1994, la actividad eruptiva se reanudó después de aproximadamente 70 años de quietud, marcando el inicio de la etapa eruptiva moderna. Las primeras manifestaciones fueron de tipo freático y evolucionaron a actividad magmática un año después, tras un periodo de inactividad de cerca de 10 meses.

Desde entonces, la actividad se ha mantenido de forma persistente y se ha caracterizado principalmente por la formación y destrucción de más de 25 domos dentro del cráter. Estos domos de lava viscosa se emplazan rápidamente, en periodos de pocos días (Schaaf et al., 2005). Actualmente, el volcán representa una amenaza para más de 40 millones de personas debido a la caída de ceniza, así como a la ocurrencia potencial de flujos piroclásticos y lahares. La vulnerabilidad de grandes centros urbanos como la Ciudad de México y Puebla es significativa; no obstante, también debe considerarse la fragilidad de las poblaciones más pequeñas ubicadas en las cercanías del volcán. En términos de recurrencia, las erupciones estrombolianas y vulcanianas, acompañadas por la formación de domos, ocurren con mayor frecuencia, mientras que los eventos plinianos presentan intervalos del orden de 1000 a 3000 años (Martin-Del Pozzo, 2012).

4. ANTECEDENTES

El volcán Popocatépetl es monitoreado por el Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED) quien tiene la responsabilidad de vigilar el volcán Popocatépetl de manera continua, las 24 horas del día, a lo largo de todo el año. Es esencial estar al tanto de su nivel de actividad, ya que este volcán puede representar un riesgo para la población. Por lo tanto, resulta crucial identificar cualquier anomalía o señal que pueda indicar un cambio en su comportamiento (Tabla 4.2) para dar alerta al sector civil de la peligrosidad en el que se encuentre el volcán y tomen sus precauciones para no acercarse, dependiendo del estado del semáforo siendo: verde el momento de más calma, el volcán no tiene actividad visible; Amarillo: se subdivide en tres fases dependiendo de la intensidad de la actividad y rojo cuando realmente es necesario evacuar a los pueblos que se han establecido en la cercanía del volcán. Las señales sísmicas se reciben en tiempo real y se procesan en el CENAPRED y el Instituto de Geofísica de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) de la Ciudad de México. La primera cámara de monitoreo visual se instaló en Alzomoni en enero de 1995 y desde entonces se instalaron dos más en Tlmacas y Tianguismanalco al norte y este de la cumbre. El monitoreo químico de los manantiales del volcán comenzó en 1988 (Martin-Del Pozzo, 2012). Asimismo, las mediciones aéreas de las emisiones de SO₂ mediante espectrometría de correlación (*Correlation Spectrometer*, COSPEC) se iniciaron en febrero de 1994. La actividad vulcano-magnética también ha sido monitoreada desde 1997 por estación Geométrica G56 de campo magnético total permanente telemedida por TLA se instaló cerca de Tlmacas en el flanco norte de Popocatépetl en Cruz Blanca (Martin-Del Pozzo, 2012).

4. ANTECEDENTES

Tabla 4.2 Funcionamiento del semáforo volcánico emitido por la CENAPRED

Color de semáforo volcánico	Descripción
Verde	El volcán está tranquilo sin actividad visible en relativa calma, es el estado menos peligroso y representa el menor riesgo para la población.
Amarillo	<u>Fase 1</u> : Sismicidad volcánica baja. <u>Fase 2</u> : Incremento de actividad con vapor de agua y ligera caída de ceniza. <u>Fase 3</u> : Crecimiento del domo, fumarolas visibles a larga distancia, liberación de flujos de lava.
Rojo	<u>Fase 1</u> : Actividad explosiva intermedia, intensa caída de ceniza a gran distancia. <u>Fase 2</u> : Actividad explosiva de alto peligro y de gran alcance.

El volcán Popocatepetl presenta actividad histórica desde tiempos precolombinos, con periodos de inactividad y reactivación. Tras su reactivación en 1994, ha mantenido actividad eruptiva de tipo efusivo y explosivo, con presencia de procesos freatomagmáticos, emisión constante de ceniza y actividad fumarólica. Asimismo, se han registrado la formación y destrucción de domos de lava, así como caída de ceniza e incendios asociados a la actividad volcánica. Las erupciones explosivas han sido mayoritariamente de tipo vulcaniano. Los fragmentos incandescentes lanzados por sus explosiones han llegado a casi 5 km de distancia del cráter y a unos 3.5 km de las poblaciones más cercanas al volcán. También ha presentado en dos ocasiones flujos piroclásticos y lahares, que llegaron incluso hasta Santiago Xalitzintla, Puebla, el poblado más cercano. Un análisis de la morfología del volcán y su evolución geológica muestran que se trata de un volcán que ha estado activo por más de medio millón de años y que ha presentado varias etapas de crecimiento, que formaron al menos tres volcanes previos, los cuales fueron destruidos por erupciones extraordinariamente grandes: el V. Nexpayantla hace >400000 años, el Ventorrillo hace alrededor de 23000 años y El Fraile, hace 14500 años. El cono moderno está construido sobre los restos de estos volcanes (Espinasa-Pereña, 2014).

En la Tabla 4.3 se recopilan las principales actividades volcánicas del volcán Popocatepetl registradas desde 1347 hasta 2023, con base en los reportes emitidos por el CENAPRED, a

4. ANTECEDENTES

fin de contextualizar la actividad eruptiva asociada al periodo en el que se realizó el muestreo y análisis de las muestras.

Tabla 4.3 Historia eruptiva del Popocatepetl desde el año 1347-2023 de las principales actividades de columnas volcánicas, derrame de flujos de lava y explosiones.	
Año	Acontecimientos importantes
1347	Los aztecas llamaban con anterioridad al volcán como ``Xalliquehuac'' que significa 'cenizas volcánicas' hasta que hizo erupción y paso a llamarse "Popocatepetl" que significa 'montaña humeante', esto data de la época precolombina.
1363	Durante este periodo ocurrió una gran erupción volcánica que pudo ser observada por las civilizaciones aztecas y mexicas.
1539	Durante comienzos del siglo XVI hubo actividad volcánica menores, pero en este año hubo una erupción mayor que marco más notoriedad que las demás.
1540	Ocurrió una erupción que llego a Huejotzingo, Quetlaxcoapan, Tepelacac, Quauhquecholla, Chololla y Tlaxcallan. Asusto a los habitantes de estas comunidades debido a que la columna volcánica alcanzo a los cultivos y poblaciones provocando incendios, incluso la caída de cenizas llego a Atlixco, Tochimilco, Calpa, Puebla y Tlaxcala.
1663 – 1665	Ocurrió una erupción que opaco la luz solar. Durante estos años la actividad volcánica continuo con gran cantidad de caída de cenizas y provoco la caída del domo volcánico
1697 – 1804	Durante este periodo el volcán se mantuvo activo con erupciones menores sin presentar ninguna erupción de mayor riesgo.
1920' (década)	Durante la década de 1920 ocurrieron las ultimas erupciones que precedieron su continuidad hasta 1994. Uno de los eventos más importantes durante esta década se dio en 1921 donde la erupción formo una columna de 3 km de altura y en 1925 con tres explosiones desencadenando caída de cenizas con dirección al sur.
1994	Después de un largo periodo de inactividad del volcán, en este año comenzó a tener actividad nuevamente con gran fuerza, arrojos balísticos durante la explosión volcánica que llegó a varios kilómetros de distancia del cráter.
1996	La columna volcánica alcanzo los 4 kilómetros de altura que llevo cenizas en dirección hacia el este y sureste, se formó un domo volcánico registrado el 20 de abril que duro solamente 10 días por su eventual destrucción parcial durante otra explosión volcánica que a si mismo formo un nuevo domo volcánico. En octubre y diciembre se dieron nuevamente erupciones grandes.
1997	Tuvo una mayor actividad volcánica empezando desde los meses marzo y abril, posteriormente se intensificaron las erupciones en mayo y junio. Alcanzo la columna los 13 km. Llego la ceniza hasta la ciudad de México causando afectaciones de visibilidad, contaminación del aire, cancelación de vuelos.
1998	Durante gran parte del año ocurrieron erupciones durante los meses de abril (21 y 27), agosto (14), septiembre (22 y 23), octubre (5) y a finales de año la actividad continua en noviembre y diciembre que se produjeron cráteres de impacto de hasta 5 km.
1999	Hubo pocas erupciones y de baja intensidad que se fue incrementando durante los siguientes dos años (2000 y 2001) hasta alcanzar erupciones de mayor intensidad culminando con columna alcanzo hasta 18 km.

4. ANTECEDENTES

Tabla 4.3 Continuación	
Año	Acontecimientos importantes
2000	Igualmente, que el año anterior el volcán permaneció tranquilo durante gran parte del año, también se formó un domo volcánico en agosto-septiembre, a finales de año en el mes de octubre comenzó con erupciones y en diciembre las erupciones fueron de mayor intensidad.
2001	Las secuencias eruptivas de diciembre del 2000 continuaron en enero del 2001, la mayor erupción fue el 22 de enero y la columna alcanzo hasta 18 km. Con caída de piedra pómez, ceniza, flujos piroclásticos y flujos de lodo con dirección al este. Después de erupciones pequeñas el 3 de julio nuevamente hubo una fuerte erupción con columnas de 9 km.
2002	La formación de un nuevo domo de lava en marzo, durante abril, mayo, junio y julio solo pequeñas erupciones. Las erupciones grandes ocurrieron en noviembre y diciembre.
2003 – 2008	Hubo erupciones de baja intensidad principalmente con formaciones de domos volcánicos, solo durante 2005 hubo actividad más grande, y volvió a disminuir en los años posteriores
2009 – 2011	Pequeñas emisiones de lava durante estos años, se produjeron emisiones de ceniza menores.
2012	Durante el primer trimestre la actividad sísmica en el volcán se mantuvo dentro de parámetros normales. La explosión del 6 de agosto, la más importante que generó una columna de gases y cenizas de 4 km
2013 – 2014	En el primer año presento eventos de tremor de armónico y de alta frecuencia ocurridos en abril y julio que dio a la formación de distintos domos, el mayor sismo vulcanotectonico fue de magnitud 4.1 el 6 de mayo.
2015	Se registraron 12,252 exhalaciones; 1,708 explosiones durante todo el año, se formaron 7 domos. Enero, febrero y marzo se registraron mayores explosiones.
2016	Se formaron y destruyeron 9 domos de lava, las emisiones de gases más altas se dieron el 24 y 25 de enero
2017	5 domos de lava se formaron y se destruyeron con un total de 962 explosiones durante el año. Ligera caída de ceniza durante marzo
2018	Durante el 20 y 21 de noviembre se presentó el mayor número de exhalaciones y explosiones. Se formaron y destruyeron 4 domos de lava.
2019	El volcán tuvo actividad con la formación de cuatro domos de lava, las explosiones más importantes se registraron de febrero a julio con columnas que alcanzó los ocho km.
2020	Las explosiones más importantes se registraron en febrero y principios de marzo con columnas eruptiva de 3 km. Y caída de ceniza en los pueblos cercanos al volcán.
2021	Se registraron 116 explosiones durante todo el año, las más importantes durante febrero y septiembre. Hubo un decremento de actividad con respecto al año anterior.
2022	108 explosiones en total durante el año, la sismicidad vulcanotectónica fue constante. En septiembre hubo emisión de balísticos a poca distancia del volcán.

4. ANTECEDENTES

Tabla 4.3 Continuación	
Año	Acontecimientos importantes
2023	La actividad volcánica se intensificó, evidenciándose a través de un aumento en la actividad explosiva durante los primeros seis meses del año. Se registró la emisión de proyectiles que cayeron dentro del radio de seguridad de 12 km, así como columnas eruptivas que alcanzaron una altura inferior a 3 km.

Fuente: Elaboración propia con base en datos de CENAPRED

La imagen satelital adquirida el 21 de mayo de 2023, fecha comprendida dentro del periodo de estudio, muestra la dispersión de la pluma volcánica hacia el noreste (Fig. 4.4). Ofrece una vista impresionante de su actividad eruptiva y se puede apreciar la emanación de una fumarola que surge de la cima del volcán, elevándose en forma de una columna de vapor y gases. Esta fumarola se desplaza hacia el cielo en una dirección diagonal hacia el noreste, en dirección al estado de Puebla, deja tras de sí un rastro de nubes y aerosoles que se dispersan en la atmósfera, tal como se ilustra en la Fig. 4.4.



Fig. 4.4 Imagen del volcán Popocatepetl captada por el satélite Sentinel-2 el 21 de mayo de 2023, donde se observa la dispersión de la pluma volcánica. Fuente: Agencia Espacial Europea (European Space Agency [ESA], 2023), misión Sentinel-2, producto Level-2A.

4. ANTECEDENTES

La desgasificación pasiva representa más del 95% del tiempo. Este proceso de desgasificación es constante y prolongado, sin que se produzcan emisiones de lava o ceniza, sin importar si el cráter alberga un domo de lava o no. Estos domos se forman a partir de la extrusión, el enfriamiento y la acumulación de lava que es altamente viscosa y casi sólida (Campion et al., 2018). Las proyecciones sobre los gases emitidos por el volcán Popocatepetl indican que presentan altas concentraciones de CO₂, resultado de la incorporación de roca caliza en el magma ascendente (Schaaf et al., 2005).

5. Metodología

5.1 Zona de muestreo

Cerca del volcán Popocatepetl se encuentran áreas con alta densidad de población. Según el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020), la Ciudad de México se localiza a 65 km al oeste y alberga aproximadamente 9.2 millones de habitantes, mientras que el estado de Puebla se sitúa a 44.2 km al este y tiene cerca de 6.5 millones de residentes. Además de estas grandes ciudades, hay numerosos pueblos y pequeñas localidades en las laderas del volcán y en las quebradas adyacentes que son susceptibles no solo a los riesgos de caída de cenizas, sino también a flujos piroclásticos y lahares (Martin-Del Pozzo, 2012). El sitio donde se realizaron las muestras se situó en la localidad del estado de Puebla (Fig 5.1). Dado que la dirección del viento transportaba las cenizas hacia el este durante un periodo de intensa actividad, que se distinguía por notables exhalaciones de ceniza, se efectuó la recolección de muestras diarias en el mismo lugar desde el 10 de mayo hasta el 5 de junio de 2023. Las muestras fueron obtenidas en condiciones de deposición seca (es decir, en ausencia de precipitación) y se emplearon bolsas de polietileno para almacenar las muestras de cenizas y transportarlas con la finalidad de tener garantizado su estado sin que fueran contaminadas por agentes externos. Posteriormente las muestras fueron transportadas al laboratorio, donde se conservaron durante 24 horas a una temperatura constante de 40 °C para eliminar humedad.

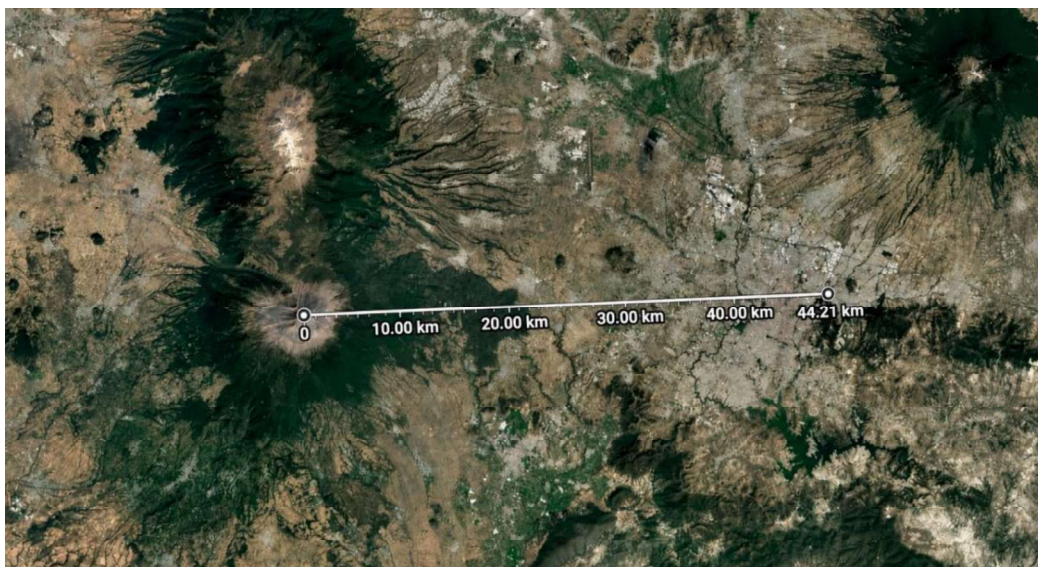


Fig. 5.1 Localización del volcán Popocatepetl y del sitio de muestreo de ceniza en Puebla, separados por una distancia aproximada de 44.21 km, medida mediante Google Maps. Fuente: Elaboración propia a partir de Google Maps, 2026.

5.2 Contexto eruptivo durante el periodo de muestreo

Con el propósito de contextualizar la actividad volcánica en el periodo de recolección de muestras, se recopilaron los datos obtenidos de los informes diarios suministrados por el CENAPRED (Martínez Bringas et al., 2024), de los días del 6 de mayo al 10 de junio de 2023 mostrados en la Tabla 5.1. Durante este monitoreo entre el 6 y el 20 de mayo de 2023, el semáforo de alerta volcánica del Popocatepetl se mantuvo en Amarillo Fase 2. Posteriormente, el 21 de mayo de 2023, debido a un incremento en la actividad volcánica el nivel de alerta fue elevado a Amarillo Fase 3, condición que se mantuvo hasta el 5 de junio de 2023. Finalmente, el 6 de junio de 2023 el semáforo de alerta volcánica regresó a Amarillo Fase 2, nivel que permaneció vigente durante los días posteriores.

Tabla 5.1 Registro diario de la actividad del volcán Popocatepetl: exhalaciones, explosiones, minutos de tremor y nivel del semáforo de alerta volcánica, durante el periodo del 6 de mayo al 10 de junio de 2023.

Fecha	Semáforo de alerta volcánica	Exhalaciones	Explosiones	Minutos de tremor
06/05/2023	Amarillo Fase 2	205	11	140
07/05/2023	Amarillo Fase 2	194	4	102
08/05/2023	Amarillo Fase 2	83	2	258

Tabla 5.1 Continuación				
Fecha	Semáforo de alerta volcánica	Exhalaciones	Explosiones	Minutos de tremor
09/05/2023	Amarillo Fase 2	143	8	380
10/05/2023	Amarillo Fase 2	191	5	156
11/05/2023	Amarillo Fase 2	225	5	526
12/05/2023	Amarillo Fase 2	127	3	948
13/05/2023	Amarillo Fase 2	192	4	597
14/05/2023	Amarillo Fase 2	281	5	491
15/05/2023	Amarillo Fase 2	217	13	455
16/05/2023	Amarillo Fase 2	94	3	1066
17/05/2023	Amarillo Fase 2	155	2	748
18/05/2023	Amarillo Fase 2	154	1	618
19/05/2023	Amarillo Fase 2	168		141
20/05/2023	Amarillo Fase 2	94	4	674
21/05/2023	Amarillo Fase 3	31	6	1136
22/05/2023	Amarillo Fase 3	5	2	1389
23/05/2023	Amarillo Fase 3	22		1234
24/05/2023	Amarillo Fase 3	10	2	1066
25/05/2023	Amarillo Fase 3	19		1089
26/05/2023	Amarillo Fase 3	59		1101
27/05/2023	Amarillo Fase 3	19		1411
28/05/2023	Amarillo Fase 3	8		1417
29/05/2023	Amarillo Fase 3	9		1425
30/05/2023	Amarillo Fase 3	119	1	929
31/05/2023	Amarillo Fase 3	315	2	502
01/06/2023	Amarillo Fase 3	219		11
02/06/2023	Amarillo Fase 3	122		66
03/06/2023	Amarillo Fase 3	107		319
04/06/2023	Amarillo Fase 3	67	1	624
05/06/2023	Amarillo Fase 3	108		51
06/06/2023	Amarillo Fase 2	76	2	202
07/06/2023	Amarillo Fase 2	43	2	187
08/06/2023	Amarillo Fase 2	73	2	119
09/06/2023	Amarillo Fase 2	67	1	34
10/06/2023	Amarillo Fase 2	64	3	361

Datos obtenidos del CENAPRED (Martínez Bringas et al., 2024)

Entre el 22 de mayo y el 2 de junio de 2023 se presentaron limitaciones para el registro visual de la actividad volcánica del Popocatepetl, particularmente en la identificación de exhalaciones y explosiones. Esta situación se refleja en los registros diarios y, en consecuencia, en las gráficas correspondientes, donde en algunas ocasiones se reportan

5. METODOLOGÍA

valores cercanos a cero e incluso cero debido a la escasa o inexistente visibilidad. La principal causa de esta limitación fue la baja visibilidad generada por la presencia de nubosidad y condiciones meteorológicas adversas, que dificultaron la observación directa del cráter y la adecuada identificación de eventos superficiales. No obstante, el registro de minutos de tremor volcánico, obtenido mediante instrumentación sísmica, permitió documentar de manera continua la actividad interna del volcán durante ese mismo periodo. Estos datos instrumentales muestran que la actividad volcánica fue considerable entre el 14 y el 30 de mayo de 2023, a pesar de las limitaciones mencionadas. En la Fig. 5.2, se resalta en color naranja el periodo de recolección de muestras y en azul se muestran los comportamientos anteriores y posteriores para contextualizar las conductas asociadas a la actividad volcánica.

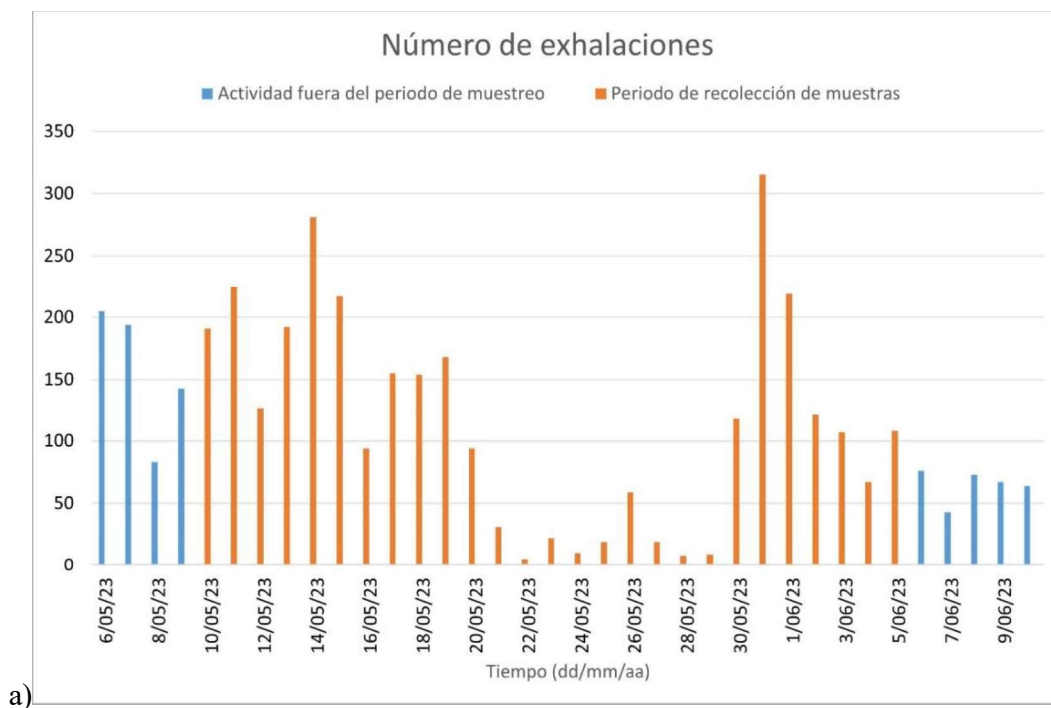


Fig. 5.2 Variación temporal de la actividad del volcán Popocatepetl durante el periodo de estudio: (a) número de exhalaciones, (b) número de explosiones y (c) minutos de tremor. Datos registrados por el CENAPRED (Martínez Bringas et al., 2024).

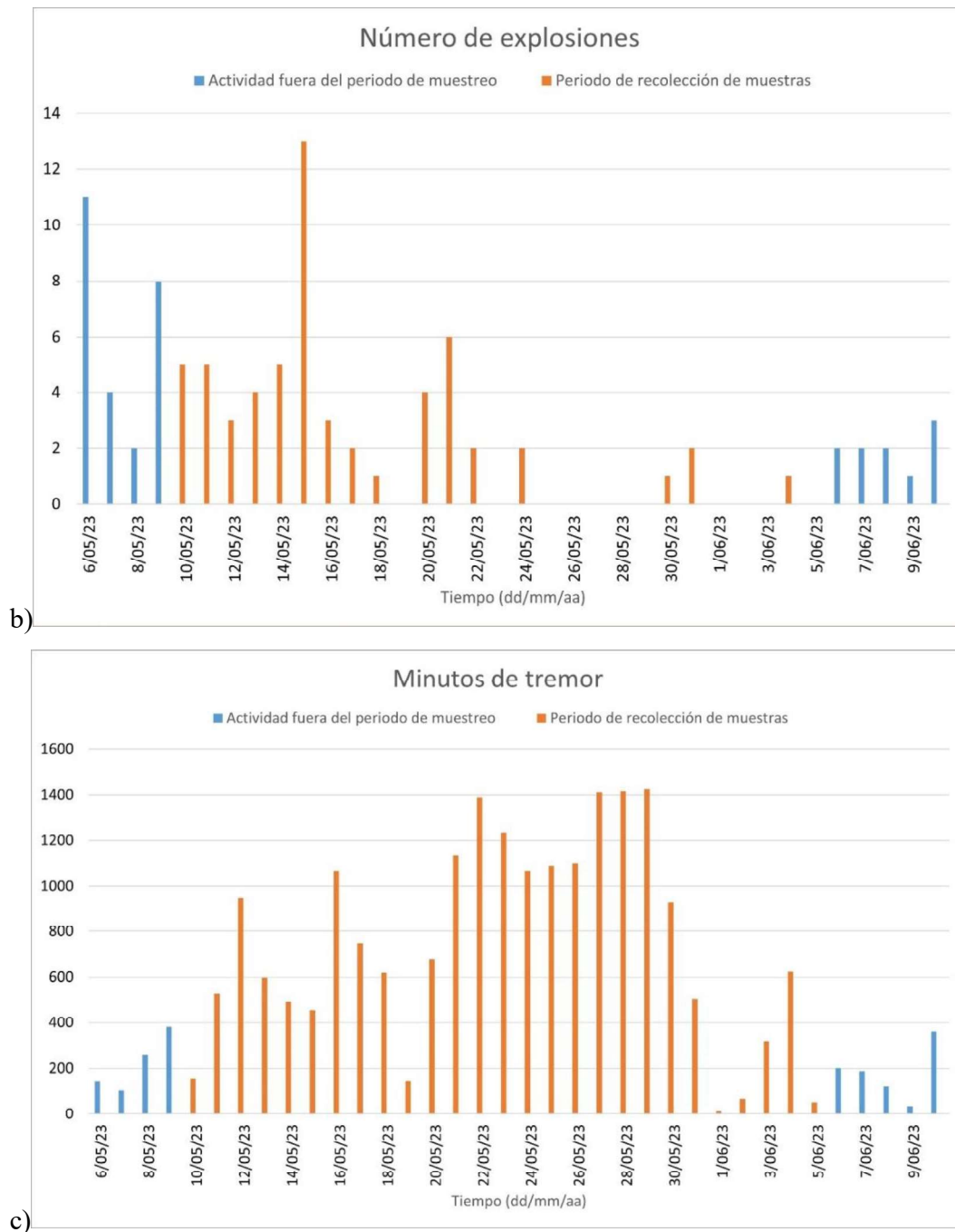


Fig 5.2 Continuación.

El registro de exhalaciones presenta limitaciones asociadas a episodios de baja visibilidad, lo que introduce incertidumbre en la cuantificación precisa de los eventos; no obstante, se identifican incrementos puntuales los días 14 y 31 de mayo, así como una tendencia general al aumento en la frecuencia de exhalaciones durante el periodo de muestreo. En contraste, el

máximo en el número de explosiones se registró el 15 de mayo, aunque este indicador también se encuentra potencialmente subestimado debido a las mismas condiciones de visibilidad. Por su parte, el tremor, al derivarse de mediciones instrumentales de vibración del suelo, no se ve afectado por estas limitaciones observacionales y permite identificar con mayor robustez un incremento en la actividad volcánica, evidenciado por el aumento en la duración acumulada de los minutos de tremor. A partir de estos registros, hacia principios de junio, se observa una disminución gradual en la actividad volcánica, evidenciada por un menor número de exhalaciones, explosiones y minutos de tremor registrados. Este descenso en la actividad coincide con el cambio en el nivel de alerta volcánica reportado por el CENAPRED (Martínez Bringas et al., 2024), cuando el 6 de junio de 2023 el semáforo volcánico pasó de Amarillo Fase 3 a Amarillo Fase 2, marcando el final del periodo de mayor actividad durante el intervalo analizado.

5.3 Preparación de muestras

Para la preparación de las muestras de cenizas que se utilizaron en el análisis de este estudio, fue imprescindible prepararlas de forma diferente en comparación con la metodología utilizada, ya que se implementaron diversos enfoques metodológicos. Se utilizó espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (*Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*, ICP-MS) y un analizador directo de mercurio (*Direct Mercury Analyzer*, DMA-80).

5.3.1 Preparación para análisis por ICP-MS

Las muestras de ceniza del volcán Popocatepetl fueron preparadas previamente para su análisis mediante ICP-MS, siguiendo un procedimiento de digestión ácida bajo condiciones controladas. Inicialmente, se pesaron alícuotas de 0.2 g de cada muestra, las cuales fueron transferidas a recipientes de PTFE (politetrafluoroetileno) para llevar a cabo la digestión. A cada recipiente se añadieron 1 mL de HNO₃ concentrado al 65 %, 3 mL de HCl concentrado al 37 % y 2 mL de HF concentrado al 40 %. La digestión se realizó en un sistema cerrado y a temperatura controlada (90 °C) durante 24 horas, con el objetivo de asegurar la completa disolución de la matriz silicatada presente en la ceniza volcánica.

Una vez finalizada la digestión, las muestras fueron evaporadas cuidadosamente hasta sequedad para eliminar el exceso de HF y minimizar posibles interferencias durante el análisis por ICP-MS, debido al carácter altamente reactivo y volátil de este ácido. Posteriormente, el residuo obtenido fue reconstituido y aforado a 10 mL con una solución de HNO₃ al 2 % utilizando agua ultrapura. Finalmente, las soluciones fueron filtradas mediante una membrana PTFE de 0.45 µm, etiquetadas y conservadas a 4 °C hasta su análisis instrumental. Las soluciones resultantes fueron analizadas directamente mediante ICP-MS. Algunos elementos como Si, Al, Sn, W, Zr y Sb se pueden disolver parcialmente durante la digestión (Van de Wiel, 2003).

5.3.2 Preparación para análisis por DMA-80

Dado que el análisis de Hg a través del DMA-80 posibilita la determinación directa en muestras tanto sólidas como líquidas, sin necesidad de digestión química ni tratamientos previos, la preparación de las muestras fue mínima. Se realizó únicamente un tamizado de acero inoxidable a <45 µm previamente, con el objetivo de mejorar la homogeneidad y la representatividad del material analizado. Posteriormente, se pesaron alícuotas de 0.4 g de cada muestra tamizada y se utilizaron directamente para la determinación de Hg total mediante el DMA-80. La descripción técnica del equipo y de sus condiciones instrumentales se presenta en la sección 5.4.2.

5.4 Análisis instrumental

El estudio de las cenizas volcánicas del Popocatepetl se llevó a cabo en el Instituto de Geofísica de la UNAM, el cual como se muestra en la Fig.5.3 cuenta con un laboratorio equipado con un ICP-MS modelo iCAP Qc de la marca *Thermo Fisher Scientific*, que incorpora la Tecnología de Celda de Colisión (*Collision Cell Technology*, CCT) y, además, el modo de detección Discriminador de Energía Cinética (*Kinetic Energy Discrimination*, KED) se combinan para minimizar aún más las interferencias isobáricas y poliatómicas (*Thermo Fisher Scientific*, 2012), además también se utilizó un analizador DMA-80 de la marca Milestone. Estos dos equipos, tanto el DMA-80, como el ICP-MS, se utilizaron para llevar a cabo la comparación en la detección de Hg en las cenizas volcánicas que provienen del volcán Popocatepetl.



Fig. 5.3 Equipos analíticos utilizados en el laboratorio de Geofísica de la UNAM: a) analizador directo de mercurio DMA-80 y b) ICP-MS modelo iCAP Qc, empleado para análisis multielemental a niveles traza.

5.4.1 Determinación de Hg por ICP-MS

El ICP-MS es una técnica analítica multielemental capaz de determinar la mayoría de los elementos de la tabla periódica (incluyendo el Hg) con límites de detección en niveles traza y ultratrazas (Fig. 5.4). En condiciones instrumentales convencionales, el ICP-MS puede detectar más de 70 elementos, incluyendo metales alcalinos, alcalinotérreos, metales de transición, lantánidos, actínidos y diversos metaloides. Sin embargo, presenta limitaciones para elementos gaseosos y no metálicos ligeros como H, C, N, O y los gases nobles, debido a su alta energía de ionización y a interferencias espectrales asociadas al plasma de argón. La eficiencia de ionización en el plasma y la estabilidad del ion generado determinan la viabilidad analítica de cada elemento (Thomas, 2013).

[illegible]

Fig. 5.4 Tabla periódica en la que se muestran resaltados en color los elementos que pueden ser analizados mediante la técnica ICP-MS. Adaptada de (Thomas, 2013).

A pesar de que este método cuenta con tecnología diseñada para minimizar el ruido de fondo y las interferencias durante la detección, puede presentarse el denominado efecto memoria. Este fenómeno ocurre porque el Hg, incluso en concentraciones relativamente bajas, puede adsorberse en las paredes de la cámara de nebulización, así como en los tubos de transferencia del sistema de introducción de muestras. Como consecuencia, pequeñas cantidades del analito pueden liberarse posteriormente durante análisis sucesivos, generando señales

5. METODOLOGÍA

residuales que pueden afectar la exactitud de las mediciones. Esta circunstancia puede complicar la determinación precisa y exacta de Hg mediante ICP-MS (Li et al., 2006). Para minimizar este efecto, se realizaron enjuagues del sistema entre cada medición utilizando blancos y soluciones estándar.

La operación del ICP-MS se desarrolló a través de diferentes etapas esenciales. En primer lugar, se lleva a cabo la introducción de las muestras que han sido sometidas previamente a un proceso de digestión, conforme al procedimiento estipulado en el *EPA Method 3051* (US EPA, 2007a). Estas muestras son dirigidas hacia un nebulizador, el cual transforma los líquidos en aerosoles finos que se dirigen hacia el plasma de argón. Una vez que las muestras alcanzan el plasma, este ioniza la sustancia a través de una interfaz, siendo enfocadas por lentes iónicas. Posteriormente, las partículas son separadas en función de su relación masa-carga mediante un espectrómetro de masas, y finalmente, los resultados son captados por el detector (Fig. 5.5). El sistema de detección transforma la intensidad de la señal registrada en concentraciones específicas para cada elemento, produciendo un informe de los resultados que se envía al software de la computadora (Trejo, 2016).

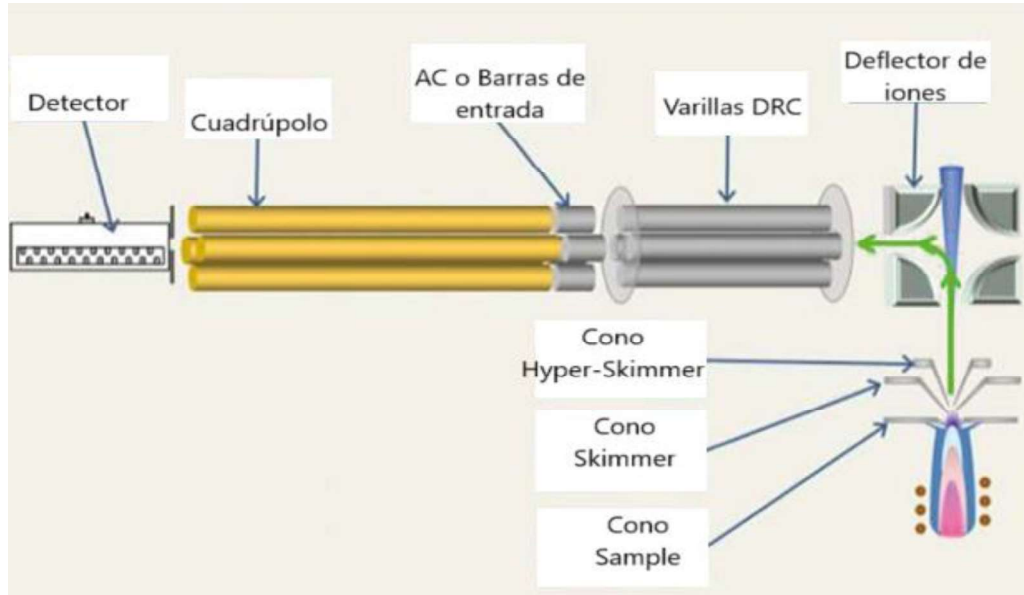


Fig. 5.5 Esquema del funcionamiento interno del ICP-MS. La muestra es atomizada en el nebulizador y posteriormente pasa a la cámara de pulverización, donde se eliminan las partículas de mayor tamaño antes de su ionización en el plasma. Adaptado de Azpiazu Zubeldia (2022)

5. METODOLOGÍA

Los isótopos estables del Hg son átomos que corresponden al mismo elemento y poseen el mismo número de protones, que es 80, aunque exhiben una cantidad distinta de neutrones. El Hg naturalmente está formado por siete isótopos estables y cada uno de ellos presenta una abundancia isotópica diferente, tal como se ilustra en la Tabla 5.2 (Lea-Sánchez, 2015). En el análisis mediante ICP-MS, la cuantificación del Hg se generó a cabo utilizando un isótopo con abundancia natural relativamente elevada y un menor riesgo de interferencias isobáricas. En este análisis se enfocó en el isótopo ^{202}Hg con el objetivo de establecer la concentración total de Hg en las muestras, dado que este isótopo tiene una mayor abundancia isotópica y favorece una señal más precisa para la determinación del Hg total en las muestras analizadas.

Tabla 5.2 Isótopos naturales del Hg y su abundancia relativa.	
Isótopo	Abundancia natural (%)
^{196}Hg	0.15 %
^{198}Hg	10.02 %
^{199}Hg	16.40 %
^{200}Hg	23.13 %
^{201}Hg	13.22 %
^{202}Hg	29.8 %
^{204}Hg	6.86 %

El análisis elemental llevado a cabo mediante ICP-MS siguió el procedimiento que utiliza tecnología CCT en modo helio (He). Este modo introduce gas He en la celda de colisión y aplica el principio KED para disminuir las interferencias espectrales relacionadas con la matriz. Estas interferencias son frecuentes en matrices silicatadas como la ceniza volcánica emitida por el volcán Popocatepetl, lo que facilitó una determinación más exacta del Hg total.

Con el objetivo de realizar la evaluación de la calibración del equipo, se empleó la solución estándar multielemental ICP-MS-68A a través de una curva de 14 puntos en un rango de 0–500 $\mu\text{g/L}$, logrando un límite de detección (*Limit of Detection*, LOD) de 0.5 $\mu\text{g/kg}$. Esto proporciona una buena sensibilidad analítica con bajo ruido instrumental. Asimismo, se empleó el material de referencia estándar (*Standard Reference Material*, SRM) SRM-2709^a San Joaquin emitido por el instituto nacional de estándares y tecnología (*National Institute of Standards and Technology*, NIST) para verificar la precisión y exactitud del método

analítico, el cual también siguió el procedimiento de preparación de las muestras analizadas que fueron sometidas previamente a un proceso de digestión ácida. Logrando una recuperación del 119.6 % del material de referencia, esto sugiere una ligera sobreestimación, pero aceptable de la concentración real.

5.4.2 Determinación de Hg por DMA-80

El DMA-80 es un analizador directo de Hg y su metodología se basa fundamentalmente en una serie de etapas rápidas (Fig. 5.6), comenzando con la descomposición térmica de la muestra mediante combustión. Durante esta etapa, el Hg y los residuos generados por la combustión son conducidos a la sección del catalizador, donde se eliminan las interferencias y se capturan las distintas formas de Hg en un amalgamador de oro (Zhang & Zhou, 2020). Éste luego es conducido a la celda óptica del dispositivo a través de un flujo de oxígeno, donde se lleva a cabo su medición mediante espectroscopia de absorción atómica (*Atomic Absorption Spectroscopy*, AAS) a una longitud de onda de 253.65 nm. El límite de detección de Hg en DMA-80 es de 0.005 ng (Milestone Srl, s.f.).

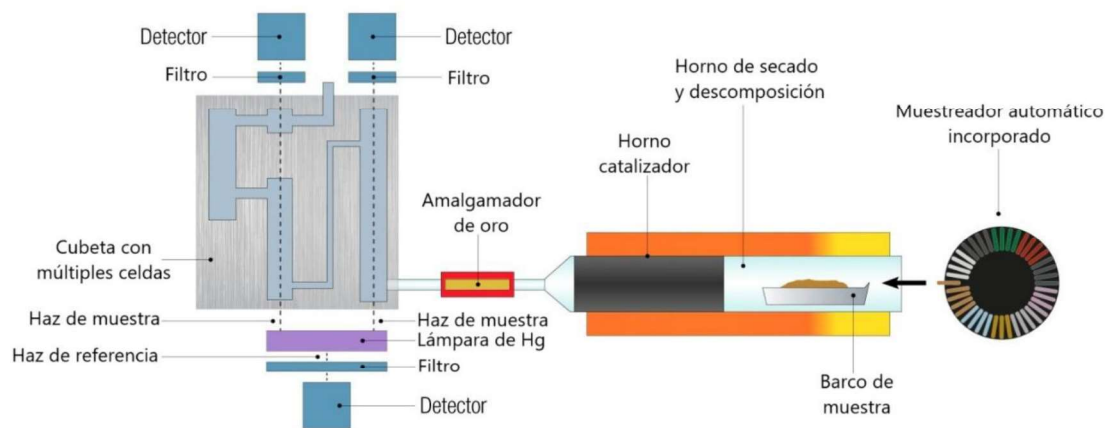


Fig. 5.6 Esquema del funcionamiento interno del DMA-80 durante el análisis de mercurio. Adaptado de Milestone Srl, s.f

Conforme al procedimiento estipulado en el *EPA Method 7473* (US EPA, 2007b), se llevó a cabo el pesaje de alícuotas de cada muestra de 0.4 g utilizando una balanza analítica con una precisión de ± 0.001 g. Las muestras fueron pesadas en navecillas de níquel que habían sido limpiadas previamente y luego se colocaron en el DMA-80 para comenzar la secuencia

5. METODOLOGÍA

analítica automática mencionada anteriormente, en este proceso, la temperatura aumentó de manera gradual hasta llegar a los 700 °C para facilitar su combustión, transformando todas las especies de Hg en Hg⁰. Asimismo, junto con las muestras se incluyó el SRM-2709a emitido por el NIST lo que permitió la evaluación y comparación del control de calidad de cada procedimiento analítico, en el analizador DMA-80 se registró una recuperación del 106%, esto sugiere una excelente precisión del método. La calibración del analizador DMA-80 se llevó a cabo utilizando una curva de calibración de siete puntos que incluyó blancos analíticos, logrando un LOD de 0.00145 µg/kg, lo que indica una alta sensibilidad analítica.

5.4.3 Comparación técnica entre ICP-MS y DMA-80

La Tabla 5.3 presenta una comparación entre las metodologías DMA-80 e ICP-MS, destacando sus características analíticas más relevantes y las principales diferencias relacionadas con la sensibilidad analítica, preparación de muestra, tiempo de análisis y susceptibilidad a interferencias.

Tabla 5.3 Cuadro comparativo de las metodologías ICP-MS y DMA-80 utilizadas en este estudio.		
Características	DMA-80	ICP-MS
Nombre completo	Analizador Directo de Mercurio-80	Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente
Marca	<i>Milestone Srl</i>	<i>Thermo Fisher Scientific</i>
Efecto memoria	Sistema con autolimpieza y amalgamación en oro que reduce el efecto memoria.	Puede presentar efecto memoria por adsorción de Hg en el sistema de introducción
Tipo de muestra en este estudio	Sólidas directa de las cenizas	Digeridos líquidos obtenidos a partir de ceniza
LOD por el fabricante	0.5 µg/kg	0.001 µg/kg
Preparación de la muestra	Análisis directo sin digestión, únicamente tamizado a <45 µm	Requiere digestión ácida previa
LOD en este estudio	0.00145 µg/L	0.5 µg/L
Margen de error en este estudio	6.0 %	19.6 %

El método DMA-80 permitió el análisis directo de muestras sólidas sin digestión química previa, mediante descomposición térmica del Hg. Por su parte, el ICP-MS requirió una

digestión ácida previa para la introducción de las muestras en el sistema. Asimismo, el DMA-80 incorpora un sistema de autolimpieza y amalgamación en oro, mientras que en el ICP-MS se realizaron enjuagues periódicos cada 10 muestras para minimizar el efecto memoria.

5.5 Índices de contaminación

Se utilizaron las fórmulas adecuadas para determinar los índices de contaminación, tales como el índice de geo-acumulación (*Geo-accumulation Index*, Igeo), el factor de contaminación (*Contamination Factor*, CF) y el riesgo ecológico potencial (*Ecological risk factor*, Er). El proceso para determinar los niveles de contaminación implica fijar un valor de referencia geoquímico promedio local de Hg en el suelo, en este estudio se establece en 40 µg/kg (Schiavo et al., 2023b).

5.5.1 Índice de geoacumulación (Igeo)

Es una fórmula matemática que se utiliza de manera extensa para evaluar la concentración de metales y metaloides presentes en las cenizas volcánicas. Para llevar a cabo este cálculo, se recurre a la ecuación siguiente:

$$Igeo = \log_2 \left[\frac{C_{Hg}}{1.5 \times FG_i} \right] \quad (1)$$

La variable C_{Hg} indica la concentración de Hg en la ceniza volcánica del Popocatepetl analizada en este estudio. FG_i corresponde al valor geoquímico de fondo del Hg. La constante de la matriz de fondo representa 1.5 empleada para atenuar el efecto litosférico y reducir las influencias de origen humano (Lin et al., 2019; Schiavo et al., 2023b).

La categorización para el Igeo se establece de la siguiente forma:

$Igeo < 0$, no contaminado.

$0 \leq Igeo < 1$, desde no contaminado a moderadamente contaminado.

$1 \leq Igeo < 2$, moderadamente contaminado.

$2 \leq Igeo < 3$, desde moderadamente a fuertemente contaminado.

$3 \leq Igeo < 4$, fuertemente contaminado.

$4 \leq Igeo < 5$, desde fuertemente contaminado a extremadamente contaminado.

Igeo > 5, extremadamente contaminado.

5.5.2 El factor de contaminación (CF)

El CF se utilizó como indicador cuantitativo para evaluar el grado de enriquecimiento por metales atribuible a la ceniza volcánica. Este índice permite estimar el nivel de contaminación asociado a un elemento específico, comparando su concentración en la muestra con un valor de referencia o fondo geogénico (Alharbi et al., 2020). En el presente estudio, el CF se aplicó exclusivamente al Hg, y su cálculo se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$CF = \frac{C_{Hg}}{FG_{Hg}} \quad (2)$$

CF representa el índice de contaminación del elemento que se está analizando. El C_{Hg} denota la concentración del elemento en la muestra, mientras que FG_{Hg} se refiere a la concentración de fondo. El resultado se organiza en cuatro categorías distintas:

$CF < 1$, factor de contaminación bajo.

$1 \leq CF < 3$, factor de contaminación moderado.

$3 \leq CF < 6$, factor de contaminación considerable.

$CF \geq 6$, factor de contaminación muy alto.

5.5.3 El riesgo ecológico potencial (Er)

En estudios previos (Fan et al., 2022; Lin et al., 2019; Schiavo et al., 2023b), se aplicó el Er para evaluar los peligros asociados a los metales y metaloides encontrados en el polvo de las calles. En la investigación actual, se determina el Er para las cenizas volcánicas mediante la ecuación:

$$E_r = T_r \times CF \quad (3)$$

Donde E_r es el índice de riesgo ecológico potencial del Hg, y T_r es el factor de respuesta tóxica asignado a este elemento, con un valor establecido de 40. CF es el factor de contaminación definido como la relación entre la concentración de Hg y el valor de fondo de ese elemento químico. Los valores de Er se organizan de la siguiente forma:

Er < 40: riesgo ecológico potencial bajo (nivel 1).

40 < Er < 80: riesgo ecológico potencial moderado (nivel 2).

80 < Er < 160: riesgo ecológico potencial considerable (nivel 3).

160 < Er < 320: riesgo ecológico potencial alto (nivel 4).

Er > 320: riesgo ecológico potencial muy alto (nivel 5).

5.6 Modelo de evaluación de riesgos para la salud

Se realizó una evaluación del riesgo para la salud humana relacionado con el Hg presente en las cenizas volcánicas, utilizando un modelo desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 1989) y utilizada en estudios previos (Li et al., 2015). Se evaluaron las distintas vías de exposición mediante el cálculo de la dosis diaria promedio (*Average Daily Dose*, ADD), las cuales incluyen:

ADD_{ing}, La ingestión de partículas a través de la mano a la boca.

ADD_{inh}, La inhalación de partículas mediante la boca y la nariz.

ADD_{der}, El contacto dérmico con partículas.

ADD_{vap}, La inhalación de vapor.

Con base en estas variables, se realizó la evaluación de riesgos para la salud utilizando las siguientes ecuaciones.

$$ADD_{ing} = \frac{C_{Hg} \times IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (4)$$

$$ADD_{inh} = \frac{C_{Hg} \times InhR \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (5)$$

$$ADD_{der} = \frac{C_{Hg} \times SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (6)$$

$$ADD_{vap} = \frac{C_{Hg} \times InhR \times EF \times ED}{VF \times BW \times AT} \quad (7)$$

En las ecuaciones anteriores, las variables se definen de la siguiente manera:

C_{Hg}: Concentración de Hg en cenizas volcánicas.

IngR: Tasa de ingestión (*Ingestion Rate*).

EF: Frecuencia de exposición (*Exposure Frequency*).

ED: Duración de exposición (*Exposure Duration*).

BW: Peso corporal (*Body Weight*).

AT: Tiempo promedio (*Averaging Time*).

CF: Factor de conversión (*Conversion Factor*).

InhR: Tasa de inhalación (*Inhalation Rate*).

PEF: Factor de emisión de partículas (*Particle Emission Factor*).

SA: Área de piel expuesta (*Skin Area*).

SL: Factor de adherencia de la piel (*Skin Adherence Factor*).

ABS: Factor de absorción dérmica (*Dermal Absorption Factor*).

VF: Factor de volatilización (*Volatilization Factor*).

El modelo de la US EPA (1989) representa un método significativo para la evaluación inicial de riesgos y la gestión de metales en el medio ambiente, y ha sido ampliamente utilizado en estudios recientes (Phan Dinh et al., 2022; Schiavo et al., 2023b). Estos parámetros, relacionados con las diversas vías de exposición mencionadas anteriormente, son de gran importancia, ya que se emplearon para estimar los efectos no cancerígenos, el cociente de riesgo (*Hazard Quotient*, HQ) correspondiente a cada vía y el índice de riesgo total (*Hazard Index*, HI), los cuales se calcularon conforme a las siguientes ecuaciones establecidas:

$$HQ = \frac{ADD_{ing/inh/der/vap}}{RfD_{ing/inh/der/vap}} \quad (8)$$

$$HI = \sum HQ_i \quad (9)$$

Donde la dosis de referencia (*Reference Dose*, RfD) corresponde a la dosis de referencia de Hg, expresada en mg/kg/día, mientras que "i" representa la vía de exposición. Esta dosis de referencia proporciona una estimación del nivel máximo de riesgo aceptable para la salud humana en relación con la exposición diaria. Los valores de RfD utilizados provienen del Departamento de Energía de los Estados Unidos (US Department of Energy, 2004) y son los

5. METODOLOGÍA

siguientes para cada tipo de exposición: ingestión oral (RfD_{ing} : $3,00 \times 10^{-4}$), inhalación (RfD_{inh} : $8,57 \times 10^{-5}$), contacto dérmico (RfD_{der} : $2,00 \times 10^{-5}$) y vaporización (RfD_{vap} : $8,57 \times 10^{-5}$) (US EPA, 2001a, 2002). Cuando HQ es menor que 1, no se observan efectos adversos en la salud. En contraste, un HQ superior a 1 indica la presencia de efectos perjudiciales. El HI representa la suma de HQ relacionada con un solo metal en este análisis, que corresponde al Hg. Si el HI es inferior a 1, no se identifican impactos de riesgo no cancerígeno; sin embargo, un HI superior a 1 sugiere la posibilidad de experimentar daños no cancerígenos (Schiavo et al., 2023b).

En la Tabla 5.4 presenta los parámetros y valores correspondientes a los factores de exposición diaria considerados para la evaluación del riesgo a la salud por exposición a Hg, diferenciando entre población infantil y adulta. Los valores utilizados corresponden a parámetros estándar empleados en modelos de evaluación de riesgo humano y fueron seleccionados con base en lineamientos establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 2001a, 2002). Estos factores fueron incorporados en las ecuaciones previamente descritas para estimar la dosis diaria promedio y los indicadores de riesgo no carcinogénico.

Tabla 5.4 Parámetros y valores de los factores de exposición diaria para niños y adultos que presentan riesgo para la salud al Hg				
Parámetro	Definición	Unidad	Niños	Adultos
IngR	Tasa de ingestión	mg/día	200	100
InhR	Tasa de inhalación	mg ³ /día	7.6	20
EF	Frecuencia de exposición	Días/año	350	350
ED	Duración de exposición	Años	6	30
BW	Peso corporal	Kg	15	70
AT	Tiempo promedio	Días	365 x ED (no cancerígeno)	365 x ED (no cancerígeno)
CF	Factor de conversión	Kg/mg	1×10^{-6}	1×10^{-6}
PEF	Factor de emisión de partículas	m ³ /Kg	1.36×10^9	1.36×10^9

Tabla 5.5 Continuación.				
Parámetro	Definición	Unidad	Niños	Adultos
ABS	Factor de absorción dérmica	-	0.001	0.001
SA	Área de piel expuesta	cm ²	2100	5800
SL	Factor de adherencia de la piel	-	0.2	0.7
VF	Factor de volatilización	m ³ /Kg	32675.6	32675.6

Fuente: Recuperado de US EPA (2001a,2002).

6. Resultados

6.1 Concentraciones de Hg determinadas por ICP-MS y DMA-80

Las concentraciones de Hg determinadas en las muestras de cenizas volcánicas corresponden al periodo de actividad del Popocatepetl comprendido entre el 10 de mayo y el 5 de junio de 2023. Durante este intervalo se recolectaron un total de 27 muestras diarias, identificadas de manera consecutiva desde A1 hasta A27, con el propósito de evaluar la variación temporal de las concentraciones de Hg a lo largo del evento eruptivo.

En la Tabla 6.1 se presentan los resultados obtenidos mediante ICP-MS y DMA-80, lo que permite observar el comportamiento general de las concentraciones determinadas en cada muestra, así como identificar posibles diferencias entre los valores reportados por ambas técnicas analíticas. Asimismo, se realizó un análisis estadístico descriptivo de los datos con el fin de facilitar la interpretación de los resultados y establecer una comparación más clara entre los métodos empleados. Para ello, se calcularon los valores máximo, mínimo, promedio y desviación estándar, los cuales se integran al final de la tabla como referencia general del conjunto de datos.

6. RESULTADOS

Tabla 6.1 Comparación de las concentraciones de Hg en cenizas analizadas mediante las técnicas analíticas ICP-MS y DMA-80, expresadas en µg/kg.			
Fecha	Muestra	ICP-MS	DMA-80
10/05/2023	A1	6.35	5.64
11/05/2023	A2	5.29	2.4
12/05/2023	A3	3.79	5.1
13/05/2023	A4	3.66	3.25
14/05/2023	A5	1.87	0.95
15/05/2023	A6	5.55	2.43
16/05/2023	A7	2.74	1.54
17/05/2023	A8	2.38	2.55
18/05/2023	A9	2.71	2.93
19/05/2023	A10	9.52	8.26
20/05/2023	A11	11.14	8.41
21/05/2023	A12	11.85	8.28
22/05/2023	A13	10.72	7.69
23/05/2023	A14	3.34	1.67
24/05/2023	A15	1.73	2.16
25/05/2023	A16	5.57	2.28
26/05/2023	A17	2.62	1.86
27/05/2023	A18	1.77	1.32
28/05/2023	A19	2.41	3.87
29/05/2023	A20	2.95	3.97
30/05/2023	A21	2.95	1.86
31/05/2023	A22	4.05	2.29
01/06/2023	A23	6.1	7.62
02/06/2023	A24	3.4	1.45
03/06/2023	A25	1.12	1.66
04/06/2023	A26	7.1	5.02
05/06/2023	A27	5.3	4.4
Máximo	A11-12	11.85	8.41
Mínimo	A25-5	1.12	0.95
Promedio	A1-27	4.74	3.74

La concentración de Hg mostró variaciones temporales durante el periodo de estudio, con diferencias entre las metodologías empleadas. En términos generales (en ambas metodologías), los valores máximos de Hg se registraron entre el 19 y el 22 de mayo, alcanzando 11.85 µg/kg el 21 de mayo, según la medición de ICP-MS, constituyendo el valor más alto del conjunto de datos. Por su parte, el analizador DMA-80 registró un máximo de 8.41 µg/kg el 20 de mayo. Los valores más bajos se registraron en los intervalos restantes,

6. RESULTADOS

resaltando un mínimo de 0.95 $\mu\text{g/kg}$ el 14 de mayo, obtenido a través de DMA-80, y de 1.12 $\mu\text{g/kg}$ el 3 de junio para ICP-MS. En lo que respecta al promedio, el ICP-MS representa adecuadamente el comportamiento general de valores más altos, indicando un valor de 4.74 $\mu\text{g/kg}$, mientras que el DMA-80 presentó un valor promedio menor de 3.74 $\mu\text{g/kg}$. La desviación estándar también fue mayor en ICP-MS (3.023) en comparación con DMA-80 (2.426), indicando una mayor dispersión en las mediciones de este método.

En relación con la evolución temporal obtenida mediante DMA-80, se identificaron tres fases principales de comportamiento. En la primera fase (10–18 de mayo), las concentraciones de Hg disminuyeron desde un máximo de 5.64 $\mu\text{g/kg}$ hasta 0.95 $\mu\text{g/kg}$, con un promedio de 2.97 $\mu\text{g/kg}$. Durante este periodo, las exhalaciones se mantuvieron en niveles relativamente altos (94–281 eventos/día), mientras que los minutos de tremor oscilaron entre 156 y 1066 min. En la segunda fase (19–22 de mayo), se observó un incremento en las concentraciones de Hg, con valores entre 7.69 y 8.41 $\mu\text{g/kg}$ y un promedio cercano a 8.1 $\mu\text{g/kg}$, correspondiente a los valores más altos del periodo analizado. En esta fase, la duración del tremor aumentó, variando entre 41 y 1389 minutos, mientras que las exhalaciones disminuyeron progresivamente de 168 a 5 eventos diarios. Finalmente, la tercera fase (23 de mayo–5 de junio) mostró una disminución en las concentraciones de Hg, con valores entre 1.32 y 7.62 $\mu\text{g/kg}$ y un promedio de 2.95 $\mu\text{g/kg}$, aunque con variabilidad puntual. Durante este periodo, los minutos de tremor se mantuvieron generalmente elevados (319–1417 min), mientras que las exhalaciones aumentaron nuevamente, alcanzando un máximo de 315 eventos por día.

En la Fig. 6.1 se puede apreciar la representación gráfica de los resultados de las concentraciones de Hg y su respectiva tendencia lineal de cada método. Se puede notar que ambas metodologías presentan una tendencia similar en las concentraciones de cada muestra analizada.

6. RESULTADOS

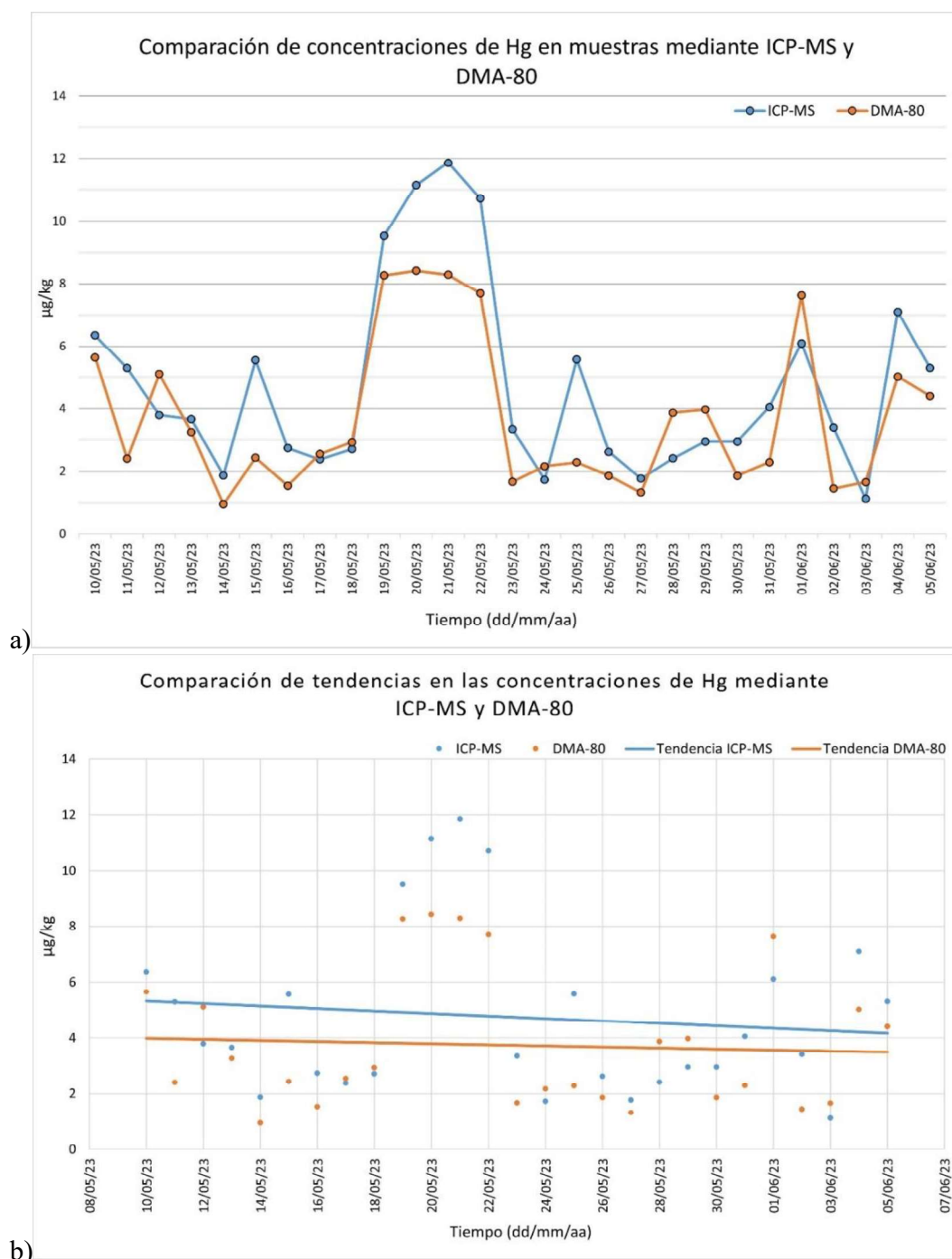


Fig. 6.1 Comparación de los resultados obtenidos mediante las metodologías ICP-MS y DMA-80: a) concentraciones registradas; b) tendencias lineales.

En la Fig. 6.1 b) se observa claramente que el pico de concentraciones es superior para ICP-MS en comparación con DMA-80; sin embargo, sigue mostrando un patrón similar de

6. RESULTADOS

aumento y disminución en las concentraciones de Hg. La tendencia de los dos métodos muestra una leve inclinación negativa, lo que se puede apreciar en la Fig. 6.1 b). Sin embargo, en el caso de ICP-MS, la línea de tendencia presenta un grado más elevado, así como una mayor dispersión en las concentraciones, con un rango de 1.12 a 11.85 $\mu\text{g/kg}$ entre las distintas fechas de muestreo. Por su parte, los datos obtenidos mediante DMA-80 muestran una distribución más homogénea con una tendencia más estable y una menor variabilidad entre mediciones, con un rango de 0.95 a 8.41 $\mu\text{g/kg}$.

La correlación entre los resultados obtenidos mediante ambas metodologías analíticas se presenta en la Fig. 6.2, a través de la recta de regresión lineal que describe la relación entre ambas mediciones. Asimismo, se incluye el coeficiente de determinación (R^2).

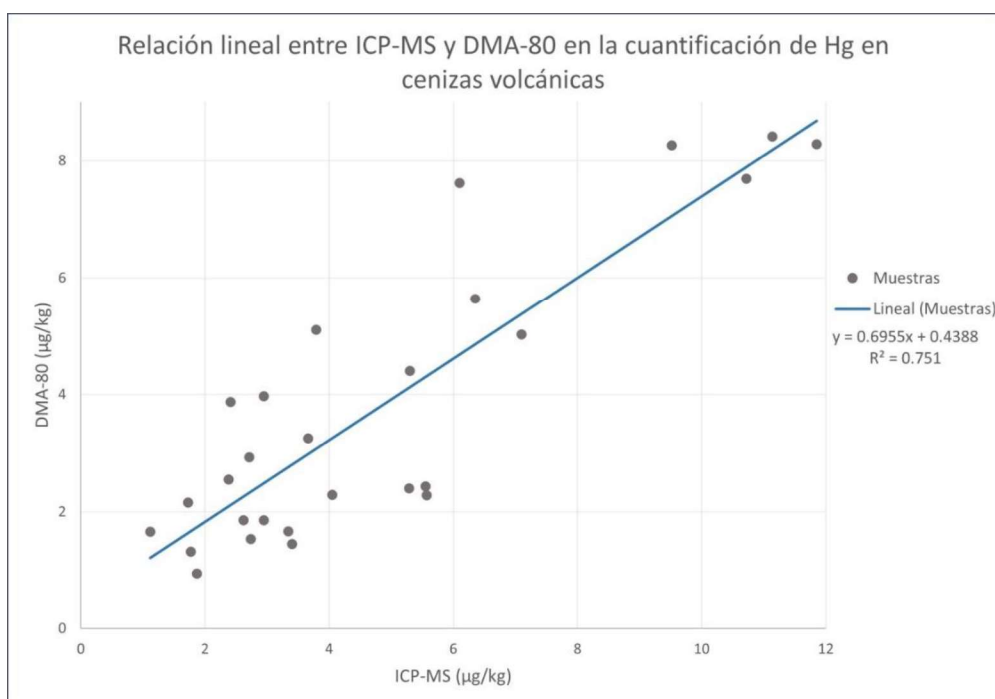


Fig. 6.2 Relación entre las concentraciones de Hg determinadas por ICP-MS y DMA-80 en muestras de ceniza volcánica del Popocatepetl.

Los resultados indican una correlación lineal positiva entre las concentraciones obtenidas a través de ICP-MS y las que se obtuvo mediante DMA-80. El coeficiente de determinación calculado fue relativamente alto de $R^2 = 0.75$. Además, la mayoría de los datos se agrupan en torno a la línea de regresión, aunque una minoría presenta desviaciones respecto a esta.

6. RESULTADOS

Para los cálculos posteriores, tanto de los índices de contaminación como de la evaluación de riesgos para la salud, se emplearon las concentraciones determinadas a través de DMA-80, las cuales mostraron una menor dispersión y una mejor detección en comparación con ICP-MS.

6.2 Índices de contaminación

La Tabla 6.2 presenta los índices de contaminación obtenidos a partir de los resultados del analizador directo de Hg DMA-80. Los índices evaluados corresponden a CF, Igeo y Er para las muestras recolectadas durante los 27 días de muestreo, incluyendo además los valores máximos, mínimos y promedio de cada índice.

Tabla 6.2 Resultados de los índices de contaminación calculados para cada muestra de ceniza volcánica analizada.			
Muestra	CF	Igeo	Er
A1	0.141	-3.411	5.64
A2	0.06	-4.644	2.4
A3	0.128	-3.556	5.1
A4	0.081	-4.206	3.25
A5	0.024	-5.981	0.95
A6	0.061	-4.626	2.43
A7	0.039	-5.284	1.54
A8	0.064	-4.556	2.55
A9	0.073	-4.356	2.93
A10	0.207	-2.861	8.26
A11	0.210	-2.835	8.41
A12	0.207	-2.857	8.28
A13	0.192	-2.964	7.69
A14	0.042	-5.167	1.67
A15	0.054	-4.796	2.16
A16	0.057	-4.718	2.28
A17	0.047	-5.012	1.86
A18	0.033	-5.506	1.32
A19	0.097	-3.955	3.87
A20	0.099	-3.918	3.97
A21	0.047	-5.012	1.86
A22	0.057	-4.712	2.29
A23	0.191	-2.977	7.62
A24	0.036	-5.371	1.45
A25	0.042	-5.176	1.66

Tabla 6.2 Continuación			
Muestra	CF	Igeo	Er
A26	0.126	-3.579	5.02
A27	0.11	-3.769	4.4
Máximo	0.210	-2.835	8.41
Mínimo	0.024	-5.981	0.95
Promedio	0.093	-4.289	3.736

Los valores calculados para el CF se mantienen notablemente por debajo de 1 en todas las muestras. Este índice oscila entre 0.024 y 0.210, con un promedio de 0.093. Por otro lado, el Igeo presenta valores por debajo de cero en todas las muestras, con un rango que va de -5.981 a -2.835 y un promedio de -4.289 . En cuanto al Er, el valor máximo registrado es de 8.41 y el mínimo es de 0.95, con un promedio de 3.736. En términos generales, para los tres índices de contaminación, los valores máximos se registran entre las muestras A10–A13, que corresponden a las mayores concentraciones de Hg detectadas en las cenizas. Asimismo, el valor mínimo se asocia de manera consistente en todos los índices de contaminación en la muestra A5, mientras que el valor máximo corresponde a la muestra A11. Con base en los criterios de clasificación empleados, los valores del CF corresponden a un factor de contaminación bajo en todas las muestras. Por su parte, el Igeo ubica a las muestras en la categoría de no contaminado. Asimismo, el índice Er indica un riesgo ecológico potencial bajo (nivel 1) en todos los casos.

En la Fig. 6.3 se presenta la representación gráfica de los diferentes índices de contaminación, lo que facilita la observación de la distribución de los valores entre las distintas muestras de ceniza durante la fase eruptiva del Popocatepetl. Los índices se muestran en una sola figura debido a la similitud en sus valores máximos y mínimos, con el fin de evitar redundancias en su descripción.

6. RESULTADOS

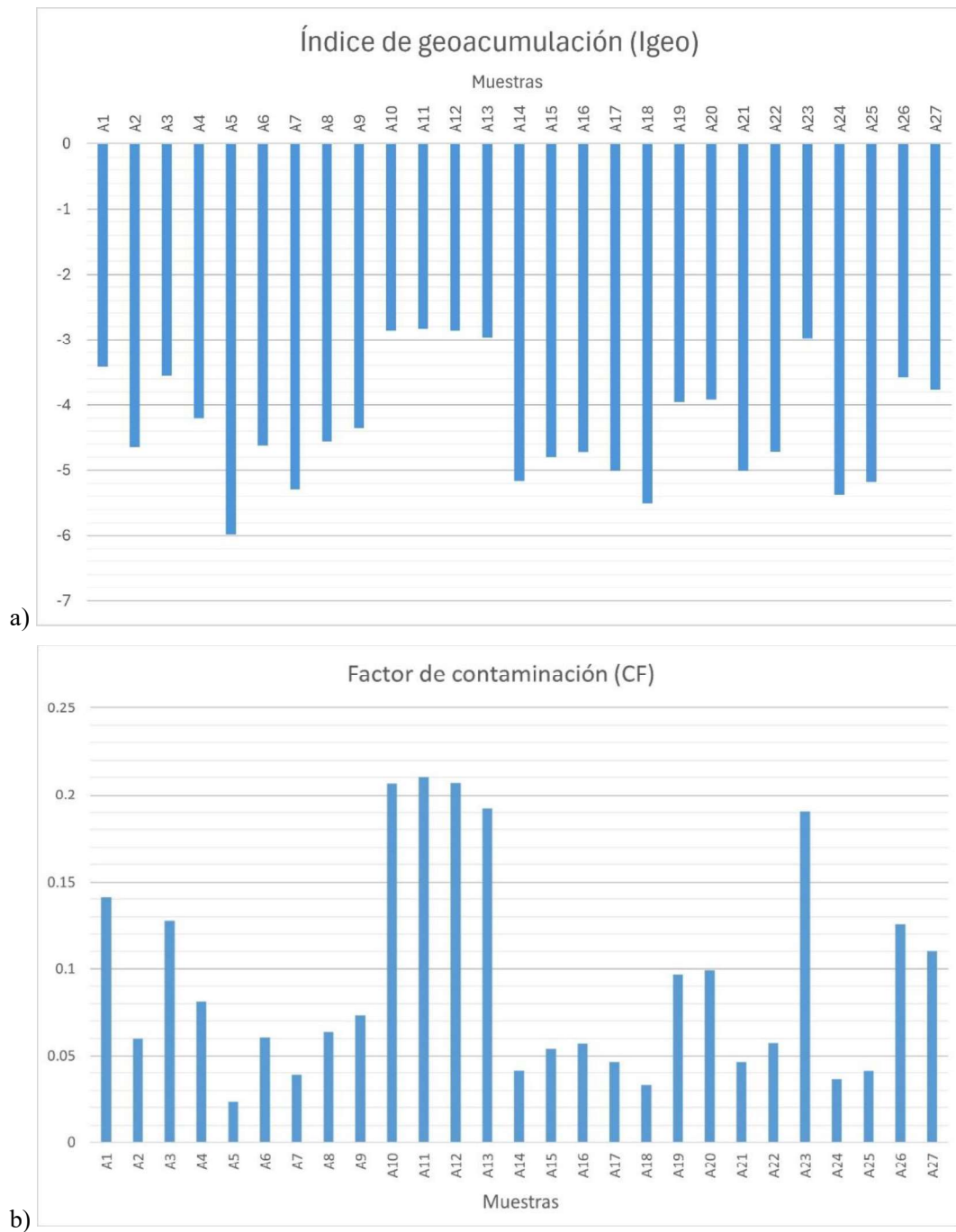


Fig. 6.3 Representación gráfica de los índices de contaminación evaluados en este estudio: a) Igeo, b) CF y c) Er.

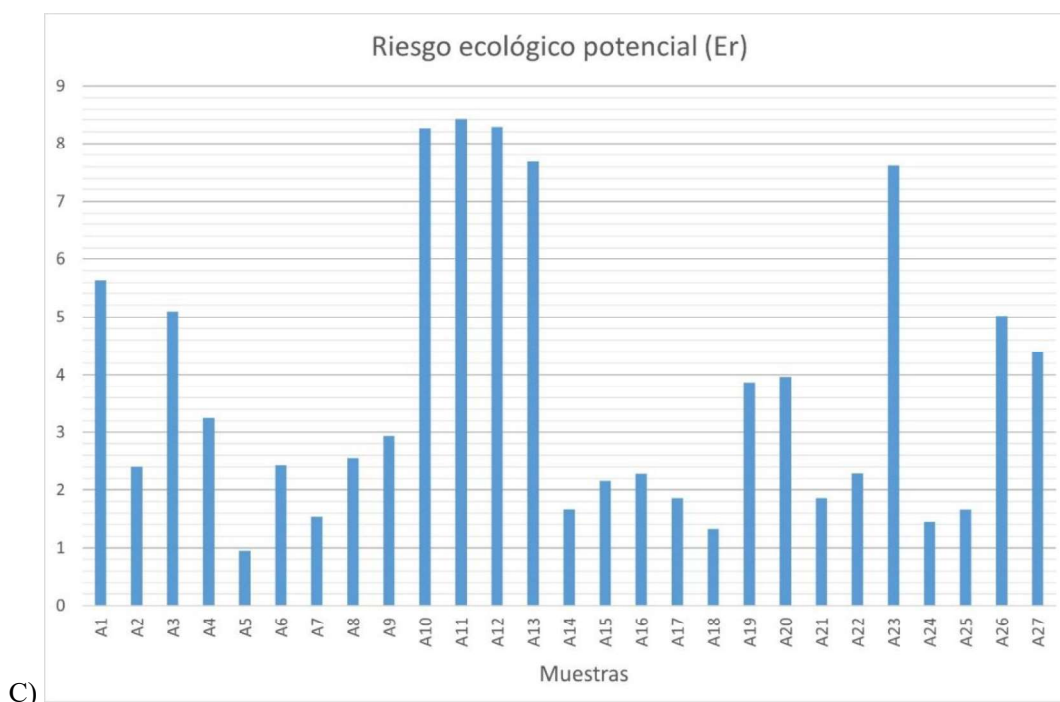


Fig. 6.3 Continuación

En los índices de contaminación CF, Er e Igeo, los valores máximos se presentan de manera consistente en las mismas muestras para todos los índices, principalmente entre A10–A13 y A23, como se observa en la Fig. 6.3. Este comportamiento coincide con las muestras que registraron las concentraciones más altas de Hg. En contraste, los valores mínimos se observan de forma recurrente en A5, A7, A18 y A24, correspondientes a las concentraciones más bajas de Hg en las cenizas analizadas. No obstante, a pesar de las diferencias observadas entre muestras, los valores obtenidos se ubican dentro de las categorías que indican ausencia de contaminación o niveles bajos de contaminación para cada índice en todas las muestras analizadas.

En la Fig. 6.3 a) se muestra la distribución de los valores del índice Igeo, donde claramente se observa que todos los valores se mantienen por debajo del umbral de contaminación ($I_{geo} = 0$). La distribución presenta una concentración de la mayoría de las muestras en valores cercanos a -4 y -5. En consiguiente en las Fig. 6.3 b) y 6.3 c) se presentan las distribuciones de los valores de CF y Er, respectivamente. En ambos índices se observa que la mayoría de las muestras (67%) se concentra de manera uniforme en los rangos bajos de las gráficas,

correspondientes a dieciocho de las veintisiete muestras analizadas, mientras que solo cinco muestras (19%) alcanzan los valores máximos, los cuales son más notorios en ambas representaciones. En particular, los valores bajos de CF se encuentran por debajo de 0.1, mientras que, para el Er, se localizan por debajo de 4. En contraste, los valores máximos de CF se acercan a 0.2, mientras que, para el Er, se posicionan alrededor de 8.

6.3 Evaluación de riesgo a la salud

6.3.1 ADD estimadas

Como parte de la evaluación de las posibles afectaciones del Hg particulado presente en las cenizas del Popocatepetl, se calcularon los valores correspondientes al análisis de riesgo para la salud, los cuales se presentan en la Tabla 6.3. En esta tabla se diferencian los valores estimados para la población infantil y adulta, considerando las distintas vías de exposición: ingestión (ADD_{ing}), inhalación (ADD_{inh}), contacto dérmico (ADD_{der}) y exposición a vapor (ADD_{vap}). Asimismo, se incluyen los principales parámetros estadísticos de los datos recopilados, tales como los valores máximos, mínimos, el promedio y el percentil 95 (P95).

Tabla 6.3 Resultados obtenidos y resumen estadístico de ADD para cada vía de exposición al Hg en el cuerpo humano, con base en el modelo de la US EPA (1989).									
Muestras	<u>ADDing</u>		<u>ADDinh</u>		<u>ADDder</u>		<u>ADDvap</u>		
	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	
A1	7.211E-08	7.726E-09	2.015E-12	1.136E-12	1.514E-10	3.137E-10	8.386E-08	4.729E-08	
A2	3.068E-08	3.288E-09	8.574E-13	4.835E-13	6.444E-11	1.335E-10	3.568E-08	2.012E-08	
A3	6.521E-08	6.986E-09	1.822E-12	1.027E-12	1.369E-10	2.836E-10	7.583E-08	4.276E-08	
A4	4.155E-08	4.452E-09	1.161E-12	6.547E-13	8.726E-11	1.808E-10	4.832E-08	2.725E-08	
A5	1.215E-08	1.301E-09	3.394E-13	1.914E-13	2.551E-11	5.284E-11	1.413E-08	7.965E-09	
A6	3.107E-08	3.329E-09	8.681E-13	4.895E-13	6.524E-11	1.351E-10	3.613E-08	2.037E-08	
A7	1.969E-08	2.110E-09	5.501E-13	3.102E-13	4.135E-11	8.565E-11	2.290E-08	1.291E-08	
A8	3.260E-08	3.493E-09	9.110E-13	5.137E-13	6.847E-11	1.418E-10	3.792E-08	2.138E-08	
A9	3.746E-08	4.014E-09	1.047E-12	5.902E-13	7.867E-11	1.630E-10	4.357E-08	2.457E-08	
A10	1.056E-07	1.132E-08	2.951E-12	1.664E-12	2.218E-10	4.594E-10	1.228E-07	6.926E-08	
A11	1.075E-07	1.152E-08	3.004E-12	1.694E-12	2.258E-10	4.677E-10	1.250E-07	7.051E-08	
A12	1.059E-07	1.134E-08	2.958E-12	1.668E-12	2.223E-10	4.605E-10	1.231E-07	6.942E-08	
A13	9.832E-08	1.053E-08	2.747E-12	1.549E-12	2.065E-10	4.277E-10	1.143E-07	6.448E-08	
A14	2.135E-08	2.288E-09	5.966E-13	3.364E-13	4.484E-11	9.288E-11	2.483E-08	1.400E-08	
A15	2.762E-08	2.959E-09	7.716E-13	4.351E-13	5.799E-11	1.201E-10	3.212E-08	1.811E-08	
A16	2.915E-08	3.123E-09	8.145E-13	4.593E-13	6.122E-11	1.268E-10	3.390E-08	1.912E-08	
A17	2.378E-08	2.548E-09	6.645E-13	3.747E-13	4.994E-11	1.034E-10	2.766E-08	1.560E-08	
A18	1.688E-08	1.808E-09	4.716E-13	2.659E-13	3.544E-11	7.341E-11	1.963E-08	1.107E-08	

Tabla 6.3 Continuación

Muestras	<u>ADDing</u>		<u>ADDinh</u>		<u>ADDder</u>		<u>ADDvap</u>	
	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos
A19	4.948E-08	5.301E-09	1.383E-12	7.796E-13	1.039E-10	2.152E-10	5.754E-08	3.245E-08
A20	5.076E-08	5.438E-09	1.418E-12	7.998E-13	1.066E-10	2.208E-10	5.903E-08	3.329E-08
A21	2.378E-08	2.548E-09	6.645E-13	3.747E-13	4.994E-11	1.034E-10	2.766E-08	1.560E-08
A22	2.928E-08	3.137E-09	8.181E-13	4.613E-13	6.148E-11	1.274E-10	3.405E-08	1.920E-08
A23	9.742E-08	1.044E-08	2.722E-12	1.535E-12	2.046E-10	4.238E-10	1.133E-07	6.389E-08
A24	1.854E-08	1.986E-09	5.180E-13	2.921E-13	3.893E-11	8.064E-11	2.156E-08	1.216E-08
A25	2.122E-08	2.274E-09	5.930E-13	3.344E-13	4.457E-11	9.232E-11	2.468E-08	1.392E-08
A26	6.418E-08	6.877E-09	1.793E-12	1.011E-12	1.348E-10	2.792E-10	7.464E-08	4.209E-08
A27	5.626E-08	6.027E-09	1.572E-12	8.864E-13	1.181E-10	2.447E-10	6.542E-08	3.689E-08
Máximos	1.075E-07	1.152E-08	3.004E-12	1.694E-12	2.258E-10	4.677E-10	1.250E-07	7.051E-08
Mínimos	1.215E-08	1.301E-09	3.394E-13	1.914E-13	2.551E-11	5.284E-11	1.413E-08	7.965E-09
Promedio	4.776E-08	5.117E-09	1.334E-12	7.525E-13	1.003E-10	2.078E-10	5.554E-08	3.132E-08
P95	1.058E-07	1.133E-08	2.956E-12	1.667E-12	2.222E-10	4.602E-10	1.230E-07	6.937E-08

6. RESULTADOS

Los valores asociados a las distintas vías de exposición muestran variaciones entre las muestras analizadas; en general, se observan valores más elevados en la población infantil en comparación con la adulta en la mayoría de los casos, con excepción de la vía dérmica, donde se registran valores superiores en la población adulta. Asimismo, la vía de ingestión y la exposición por vapor presentan los valores más altos, mientras que la inhalación muestra los valores más bajos en ambos grupos. Estas tendencias se aprecian con mayor claridad en los parámetros estadísticos, donde los valores promedio y P95 mantienen un comportamiento similar.

6.3.2 HQ y HI

Se llevó a cabo el cálculo del HQ con el objetivo de evaluar el riesgo no cancerígeno asociado a las diferentes vías de exposición e identificar posibles variaciones en la magnitud del riesgo entre distintos grupos poblacionales y entre las diversas vías de exposición. Asimismo, se determinó el grado de impacto potencial de los niveles de Hg mediante los valores de HI calculados a partir de las muestras de ceniza analizadas. Los resultados y sus principales parámetros estadísticos se presentan en la Tabla 6.4, incluyendo valores máximos, mínimos, promedio y percentil 95 (P95), con el fin de resumir el comportamiento de los datos y facilitar su interpretación.

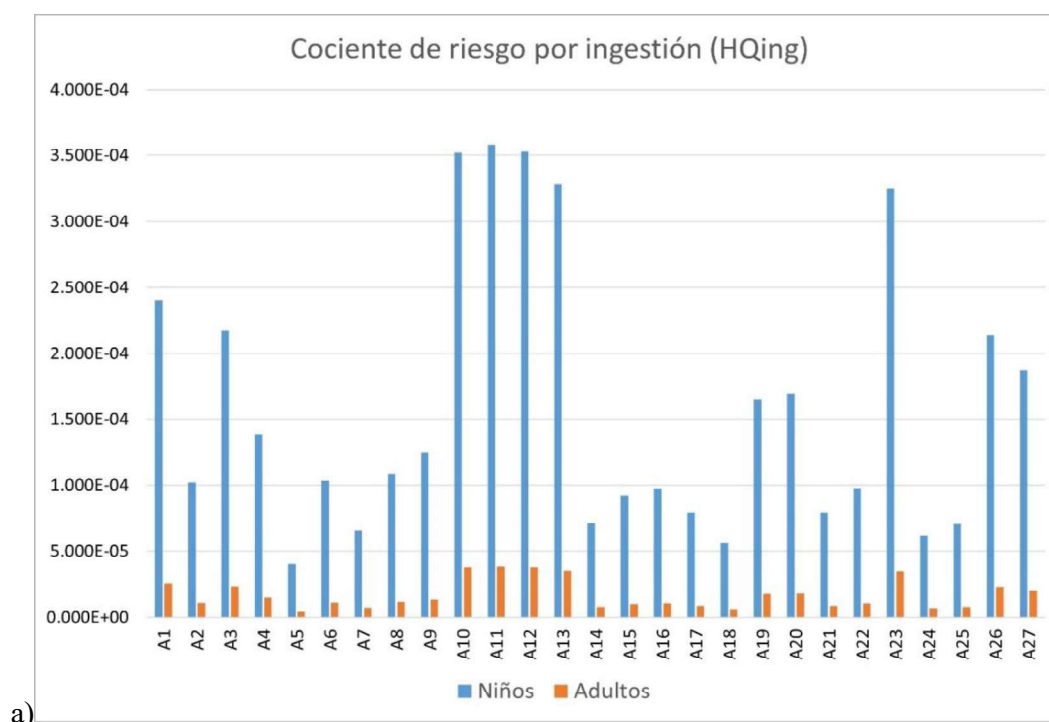
Tabla 6.4 Valores y resumen estadístico de HQ por vía de exposición y de HI en población infantil y adulta.												
Muestra	<u>HQing</u>		<u>HQinh</u>		<u>HQder</u>		<u>HQvap</u>		<u>HI</u>			
	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos		
A1	2.404E-04	2.575E-05	2.351E-08	1.326E-08	7.572E-06	1.568E-05	9.785E-04	5.518E-04	1.226E-03	5.933E-04		
A2	1.023E-04	1.096E-05	1.000E-08	5.642E-09	3.222E-06	6.674E-06	4.164E-04	2.348E-04	5.219E-04	2.524E-04		
A3	2.174E-04	2.329E-05	2.126E-08	1.199E-08	6.847E-06	1.418E-05	8.848E-04	4.990E-04	1.109E-03	5.365E-04		
A4	1.385E-04	1.484E-05	1.355E-08	7.640E-09	4.363E-06	9.038E-06	5.639E-04	3.180E-04	7.068E-04	3.419E-04		
A5	4.049E-05	4.338E-06	3.960E-09	2.233E-09	1.275E-06	2.642E-06	1.648E-04	9.295E-05	2.066E-04	9.993E-05		
A6	1.036E-04	1.110E-05	1.013E-08	5.712E-09	3.262E-06	6.757E-06	4.216E-04	2.377E-04	5.284E-04	2.556E-04		
A7	6.563E-05	7.032E-06	6.419E-09	3.620E-09	2.067E-06	4.282E-06	2.672E-04	1.507E-04	3.349E-04	1.620E-04		
A8	1.087E-04	1.164E-05	1.063E-08	5.994E-09	3.423E-06	7.091E-06	4.424E-04	2.495E-04	5.545E-04	2.682E-04		
A9	1.249E-04	1.338E-05	1.221E-08	6.887E-09	3.933E-06	8.148E-06	5.083E-04	2.867E-04	6.372E-04	3.082E-04		
A10	3.520E-04	3.772E-05	3.443E-08	1.942E-08	1.109E-05	2.297E-05	1.433E-03	8.081E-04	1.796E-03	8.688E-04		
A11	3.584E-04	3.840E-05	3.506E-08	1.977E-08	1.129E-05	2.339E-05	1.459E-03	8.228E-04	1.829E-03	8.846E-04		
A12	3.529E-04	3.781E-05	3.452E-08	1.946E-08	1.112E-05	2.303E-05	1.437E-03	8.101E-04	1.801E-03	8.709E-04		
A13	3.277E-04	3.511E-05	3.206E-08	1.808E-08	1.032E-05	2.138E-05	1.334E-03	7.524E-04	1.672E-03	8.089E-04		
A14	7.117E-05	7.626E-06	6.961E-09	3.926E-09	2.242E-06	4.644E-06	2.897E-04	1.634E-04	3.632E-04	1.757E-04		
A15	9.205E-05	9.863E-06	9.004E-09	5.077E-09	2.900E-06	6.007E-06	3.748E-04	2.113E-04	4.697E-04	2.272E-04		
A16	9.717E-05	1.041E-05	9.504E-09	5.359E-09	3.061E-06	6.340E-06	3.956E-04	2.231E-04	4.958E-04	2.398E-04		
A17	7.927E-05	8.493E-06	7.753E-09	4.372E-09	2.497E-06	5.172E-06	3.227E-04	1.820E-04	4.045E-04	1.956E-04		
A18	5.626E-05	6.027E-06	5.502E-09	3.103E-09	1.772E-06	3.671E-06	2.290E-04	1.291E-04	2.870E-04	1.388E-04		
A19	1.649E-04	1.767E-05	1.613E-08	9.097E-09	5.195E-06	1.076E-05	6.714E-04	3.786E-04	8.416E-04	4.071E-04		
A20	1.692E-04	1.813E-05	1.655E-08	9.332E-09	5.330E-06	1.104E-05	6.888E-04	3.884E-04	8.633E-04	4.176E-04		
A21	7.927E-05	8.493E-06	7.753E-09	4.372E-09	2.497E-06	5.172E-06	3.227E-04	1.820E-04	4.045E-04	1.956E-04		
A22	9.760E-05	1.046E-05	9.546E-09	5.383E-09	3.074E-06	6.368E-06	3.973E-04	2.240E-04	4.980E-04	2.409E-04		
A23	3.247E-04	3.479E-05	3.176E-08	1.791E-08	1.023E-05	2.119E-05	1.322E-03	7.455E-04	1.657E-03	8.015E-04		
A24	6.180E-05	6.621E-06	6.044E-09	3.408E-09	1.947E-06	4.032E-06	2.516E-04	1.419E-04	3.153E-04	1.525E-04		
A25	7.075E-05	7.580E-06	6.920E-09	3.902E-09	2.228E-06	4.616E-06	2.880E-04	1.624E-04	3.610E-04	1.746E-04		
A26	2.139E-04	2.292E-05	2.093E-08	1.180E-08	6.739E-06	1.396E-05	8.710E-04	4.911E-04	1.092E-03	5.280E-04		

Tabla 6.4 Continuación										
Muestra	<u>HQing</u>		<u>HQinh</u>		<u>HQder</u>		<u>HQvap</u>		<u>HI</u>	
	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos	Niños	Adultos
A27	1.875E-04	2.009E-05	1.834E-08	1.034E-08	5.907E-06	1.224E-05	7.634E-04	4.305E-04	9.568E-04	4.628E-04
Máximos	3.584E-04	3.840E-05	3.506E-08	1.977E-08	1.129E-05	2.339E-05	1.459E-03	8.228E-04	1.829E-03	8.846E-04
Mínimos	4.049E-05	4.338E-06	3.960E-09	2.233E-09	1.275E-06	2.642E-06	1.648E-04	9.295E-05	2.066E-04	9.993E-05
Promedio	1.592E-04	1.706E-05	1.557E-08	8.781E-09	5.015E-06	1.039E-05	6.481E-04	3.655E-04	8.123E-04	3.929E-04
P95	3.526E-04	3.778E-05	3.449E-08	1.945E-08	1.111E-05	2.301E-05	1.436E-03	8.095E-04	1.799E-03	8.703E-04

6. RESULTADOS

Dado que los valores de HQ se derivan de las ADD, se observa un comportamiento concordante entre ambos parámetros. Los valores de HQ presentados muestran variaciones entre las muestras y las distintas vías de exposición. En concordancia con las ADD, se observaron en general los valores más elevados en la población infantil en comparación con la población adulta. En cuanto al HI, los resultados reflejan el efecto acumulativo de las distintas vías de exposición, manteniendo un comportamiento consistente entre ambas poblaciones.

La representación visual de estos datos se presenta en la Fig. 6.4, donde se muestra el HQ por muestra durante el periodo eruptivo, considerando las distintas vías de exposición (ingestión, inhalación, contacto dérmico y vapor) en la población infantil y adulta.



a) **Fig. 6.4** Valores de cociente de riesgo (HQ) para las diferentes vías de exposición en población infantil y adulta: a) HQing, b) HQinh, c) HQder y d) HQvap.

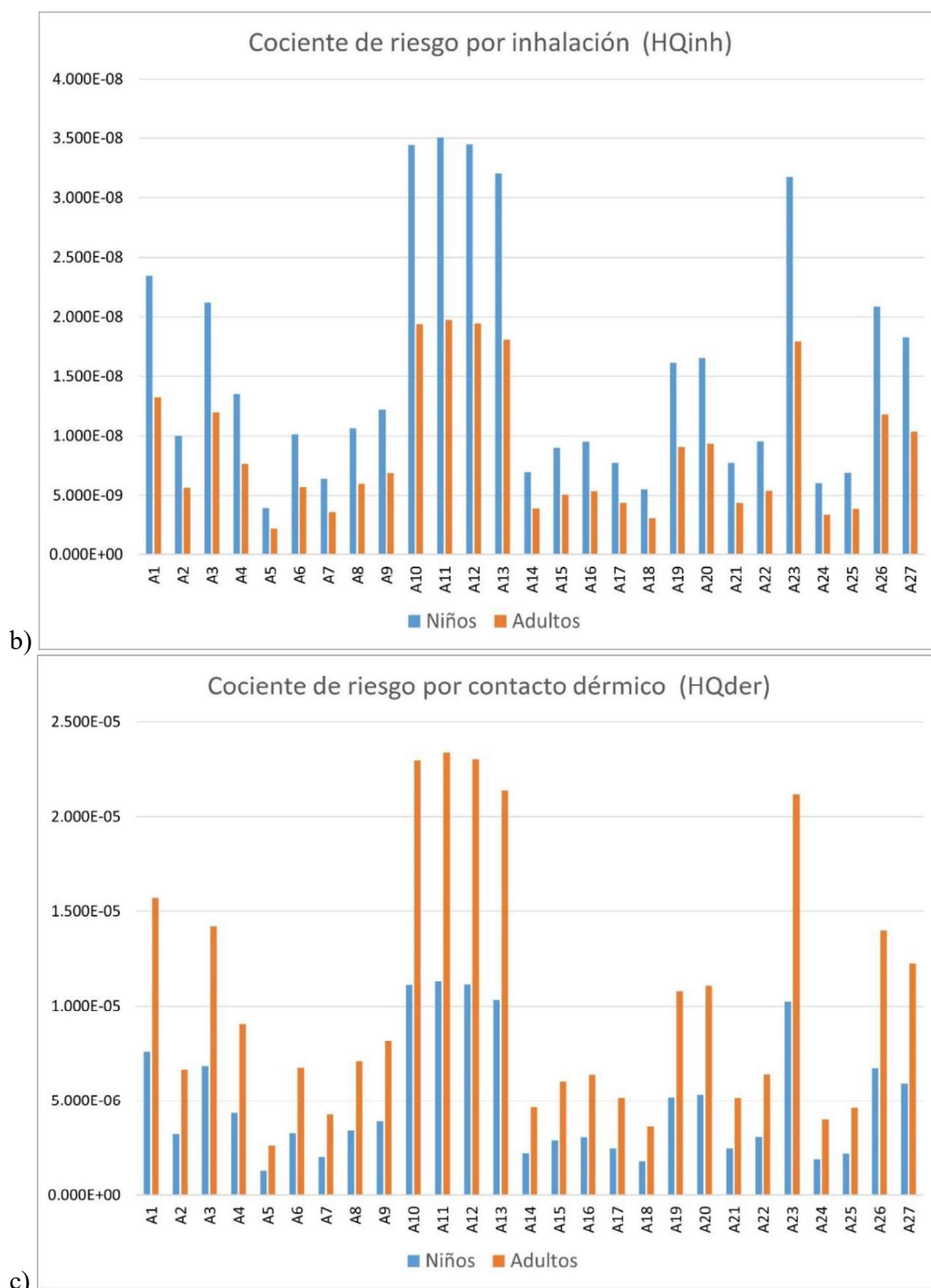
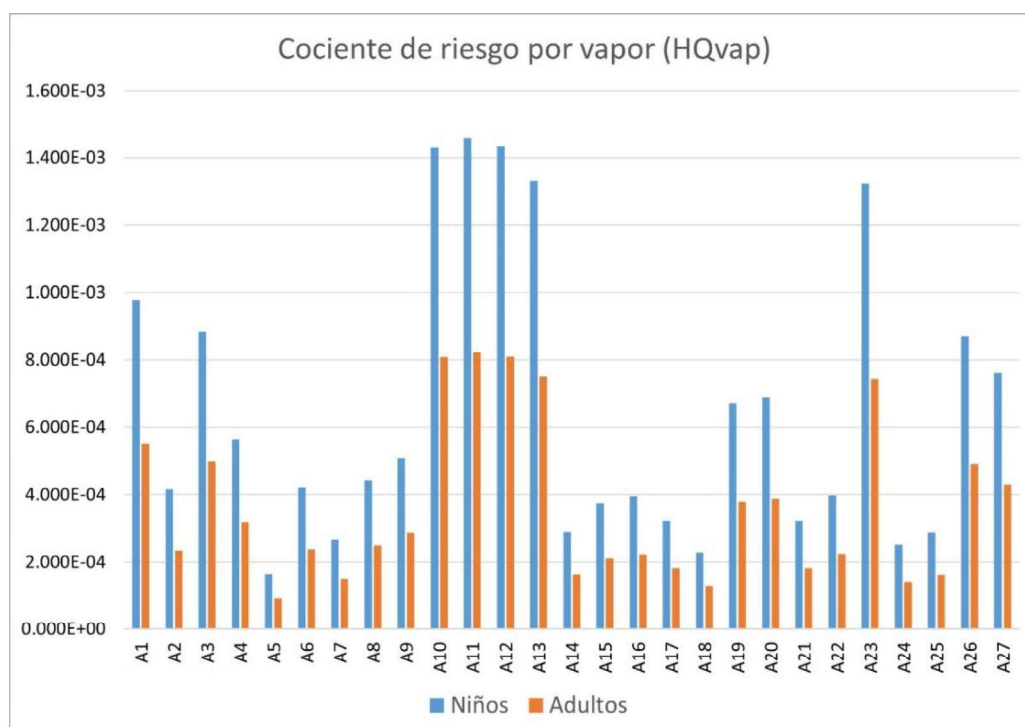


Fig. 6.4 Continuación.



D)

Fig. 6.4 Continuación.

En términos generales, se identificó un patrón constante entre las vías de exposición, donde la población infantil mostró valores de HQ más altos en comparación con la población adulta, especialmente en las vías de ingestión, inhalación y vapor. En comparación, para la vía de contacto dérmico, los valores de HQ fueron consistentemente más altos en la población adulta. Sin embargo, en todas las vías de exposición se notan aumentos en las muestras A10–A13 y A23, donde se registran los valores más altos en ambas poblaciones. Mientras que algunas muestras como A5, A7 y A18 presentan valores relativamente más bajos dentro del conjunto analizado. Los valores de HQ obtenidos a través de la inhalación fueron considerablemente inferiores en varios órdenes de magnitud en comparación con las demás vías. Mientras que la exposición por vapor mostró los valores más elevados.

La Fig. 6.5 muestra el HI estimado para las diversas muestras de ceniza volcánica que se han analizado, teniendo en cuenta las diferentes vías de exposición que se han evaluado: ingestión, inhalación, contacto dérmico y exposición a vapores tanto para niños como para adultos. Este índice se determinó como la suma de los HQ correspondientes.

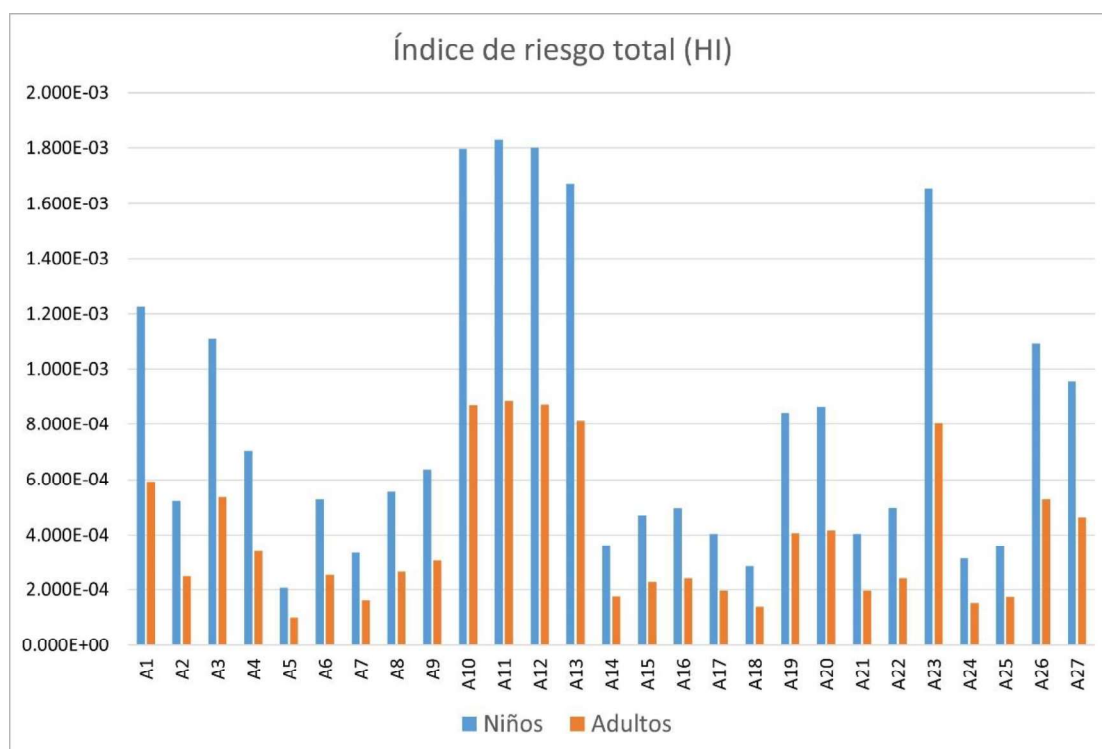


Fig. 6.5 HI estimado para las muestras de ceniza volcánica analizadas, considerando escenarios de exposición en población infantil y adulta.

Los valores de HI en niños y adultos muestran una distribución consistente con la observada previamente para los HQ, manteniendo el mismo patrón entre las muestras en los valores máximos y mínimos. En el caso de los adultos, se observa una tendencia similar, aunque con magnitudes significativamente menores. Todos los valores de HI obtenidos son inferiores a la unidad ($HI < 1$).

7. Discusión de Resultados

7.1 Concentraciones de Hg en ceniza del Volcán Popocatepetl

La existencia de Hg en las cenizas volcánicas es relevante debido a la toxicidad y volatilidad de este elemento (Geyman, 2023). Es esencial medir una de las fuentes geológicas naturales en México, el volcán Popocatepetl, que se considera uno de los volcanes más activos (Capra et al., 2004). Los resultados evidencian una notable variabilidad temporal en las concentraciones de Hg presentes en las cenizas volcánicas durante el periodo eruptivo analizado. Estas variaciones se segmentan en tres fases, las cuales indican niveles relativamente más estables

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

en las concentraciones de Hg. En este contexto, las fases identificadas pueden ser interpretadas como consecuencia de la dinámica en el sistema volcánico que influye en la deposición en las cenizas.

Durante la primera fase (10–18 de mayo) las concentraciones de Hg disminuyen gradualmente hasta llegar a concentraciones mínimas, esto puede indicar un proceso de desgasificación menos intensa, donde el Hg que se incorporó a las partículas de ceniza fue limitada, dado que las emisiones de gas no produjeron columnas eruptivas lo bastante densas como para facilitar la adsorción del Hg gaseoso en la superficie de las partículas y los metales volátiles se liberan de manera continua hacia la atmósfera. En la segunda fase (19–22 de mayo) las concentraciones de Hg experimentaron un aumento repentino, alcanzando su valor máximo el 21 de mayo (8.41 $\mu\text{g/kg}$), asociado a uno de los periodos eruptivos más intensos del año, intervalo en el cual el nivel de alerta volcánica se elevó a amarillo fase 3 (Martínez Bringas et al., 2024) En este contexto, el aumento en las concentraciones de Hg podría estar relacionado con episodios de acumulación de gases en el sistema volcánico, los cuales, al liberarse, favorecerían una mayor transferencia de este elemento hacia la fase particulada. Lo anterior sugiere un cambio en el estilo de desgasificación, posiblemente vinculado tanto a un incremento en la permeabilidad del conducto como al ascenso de magma con un mayor contenido de volátiles. A partir del 23 de mayo (fase 3), las concentraciones de Hg empezaron a reducirse, aunque se registraron picos secundarios el 1 y el 4 de junio, probablemente vinculados a episodios explosivos aislados o a la inyección intermitente de magma rico en volátiles. Después de concluir esta última fase (5 de junio), el semáforo de alerta descendió a amarillo, fase 2.

El análisis de las concentraciones de Hg sugiere que no existe una correlación evidente con los parámetros de actividad geofísica volcánica registrados por el CENAPRED (Martínez Bringas et al., 2024), tales como el número de exhalaciones, los minutos de temblor y el número de explosiones, que se encuentran recopilados en la Tabla 5.1. Se utilizó el coeficiente de Spearman debido a que las concentraciones de Hg en las cenizas volcánicas no presentan un comportamiento lineal ni una tendencia gradual, ya que la dinámica de un sistema volcánico está influenciada por procesos eruptivos y de dispersión atmosférica que generan alta variabilidad en la distribución de los datos. Por ello, este método resulta adecuado, ya que permite evaluar asociaciones entre variables sin asumir una relación lineal entre las concentraciones de Hg y los parámetros de

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

actividad volcánica (Spearman, 1904). Como se ilustra en la Tabla 7.1, los coeficientes obtenidos fueron cercanos a cero para las variables analizadas: Hg vs. exhalaciones ($\rho = -0.019$), Hg vs. temblor ($\rho = -0.074$) y Hg vs. explosiones ($\rho = 0.148$). Estos resultados sugieren correlaciones nulas o muy débiles, lo que indica que no se observó una relación significativa entre las concentraciones de Hg en la ceniza volcánica y los parámetros geofísicos considerados durante el periodo de estudio.

Tabla 7.1 Correlación entre las concentraciones de Hg y los parámetros geofísicos registrados durante el periodo de estudio, evaluada mediante el coeficiente de Spearman.		
Relación	Spearman (ρ)	Interpretación de correlación
Hg vs Exhalaciones	-0.019	Nula
Hg vs Tremor	-0.074	Muy débil (casi nula)
Hg vs Explosiones	0.148	Nula

En el presente estudio, la ausencia de correlación entre las concentraciones de Hg determinadas en cenizas volcánicas y los parámetros geofísicos analizados, sugiere que la dinámica de este elemento está controlada predominantemente por procesos de naturaleza geoquímica más que por la cantidad de intensidad eruptiva en sí misma. En este sentido, el Hg es emitido principalmente en fase gaseosa y, posteriormente, experimenta transformaciones rápidas dentro de la pluma volcánica, incluyendo procesos de oxidación, adsorción y partición hacia la fase particulada. Dichos mecanismos, altamente dependientes de las condiciones fisicoquímicas del sistema (por ejemplo, la composición del gas, la temperatura y la presencia de especies reactivas), pueden introducir una variabilidad significativa en las concentraciones de Hg asociadas a la ceniza. Asimismo, factores externos como el transporte atmosférico, la granulometría de las partículas y las condiciones meteorológicas al momento de la deposición pueden modificar de manera adicional la señal geoquímica registrada en los depósitos recolectados. En conjunto, estos resultados indican que las concentraciones de Hg en cenizas volcánicas no responden de manera directa a los indicadores geofísicos de actividad eruptiva, sino que reflejan una interacción compleja entre procesos de desgasificación magmática, transformación en la pluma y deposición atmosférica.

7.2 Comparación de metodologías analíticas: DMA-80 e ICP-MS

La cuantificación de PHg en las muestras de cenizas se llevó a cabo con dos metodologías distintas, las cuales fueron mediante ICP-MS y DMA-80 con la intención de comparar los

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

resultados de ambos métodos. El método DMA-80 permitió el análisis directo de las muestras de cenizas sin requerir una preparación química previa, ya que el Hg se liberó a través de descomposición térmica y luego se cuantificó mediante AAS, lo que facilitó la preparación de la muestra y disminuyó el riesgo de contaminación o pérdida del analito (Hg). En contraste, el ICP-MS exigió un proceso de digestión ácida previa para convertir la muestra sólida en una solución antes de ser introducida en el plasma, lo que puede generar interferencias de matriz. Este proceso puede resultar en una disminución de la precisión del análisis. También se notó que el sistema DMA-80 incluye un procedimiento de autolimpieza y amalgamación en oro que reduce el efecto memoria entre análisis sucesivos. En cuanto, en el ICP-MS, el efecto memoria pudo influir en la precisión durante la determinación de Hg, debido a la adsorción del elemento en el sistema de introducción de muestras. Por lo tanto, fue necesario realizar enjuagues periódicos cada 10 muestras para mitigar este efecto.

En términos de sensibilidad analítica, ambos métodos presentan LOD bajos; sin embargo, en este trabajo el DMA-80 mostró un desempeño superior ($0.00145 \mu\text{g/L}$) en comparación con ICP-MS ($0.5 \mu\text{g/L}$), lo que evidencia una mayor sensibilidad analítica. Asimismo, al considerar el margen de error, se observó que el DMA-80 presentó un 6%, mientras que el ICP-MS alcanzó 19.6%. A pesar de las diferencias señaladas, ambos métodos demostraron ser, en cierta medida, consistentes y reproducibles, lo que ayudó a la identificación de la evolución temporal del Hg durante el periodo de estudio, ofreciendo información confiable sobre su comportamiento en las cenizas volcánicas. El coeficiente de determinación ($R^2 = 0.75$) evidencia una relación positiva entre ambos métodos, indicando que siguen tendencias similares en la cuantificación de Hg. No obstante, esto no implica necesariamente una concordancia absoluta entre los métodos. Para evaluar dicha concordancia, se empleó el análisis de Bland–Altman, como se muestra en la Fig. 7.1.

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

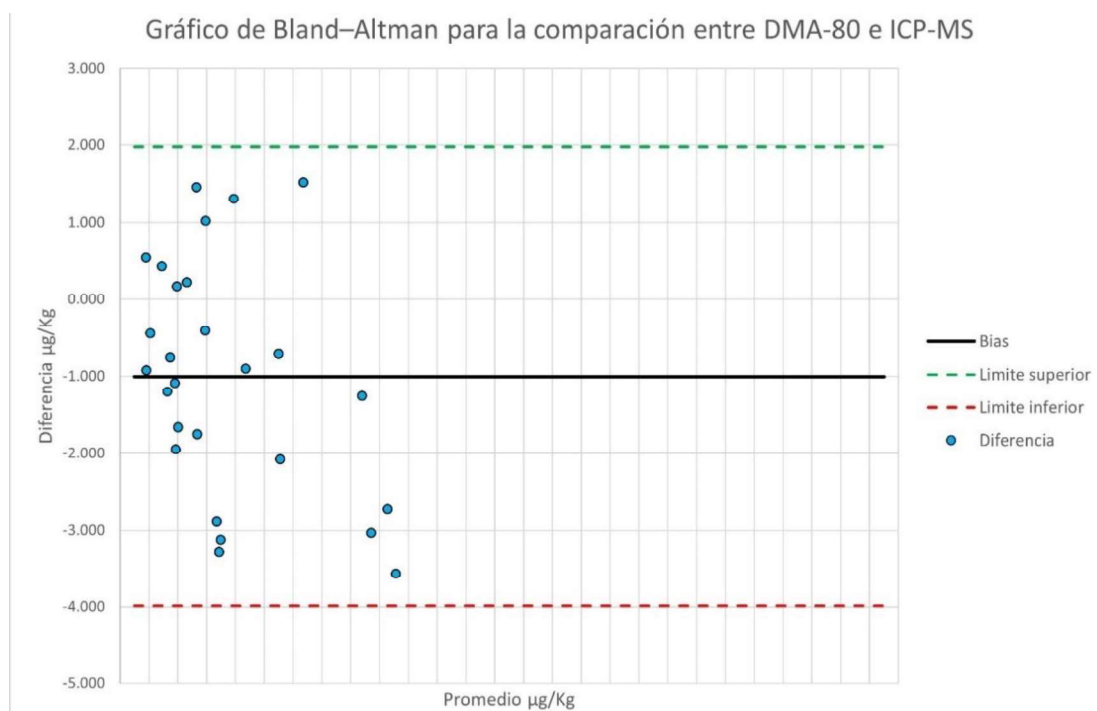


Fig. 7.1 Gráfico de Bland–Altman que muestra la concordancia entre los métodos DMA-80 e ICP-MS para la determinación de Hg en muestras de ceniza volcánica.

El análisis de Bland–Altman (Fig. 7.1) evidenció un sesgo de $-1.00 \mu\text{g/kg}$ entre ambos métodos, lo que indica que el DMA-80 tiende a reportar concentraciones ligeramente inferiores en comparación con ICP-MS. Los límites de concordancia oscilaron entre -3.98 y $1.97 \mu\text{g/kg}$, lo que evidencia una dispersión amplia ($6 \mu\text{g/kg}$ en total). Asimismo, se observa una mayor dispersión de las diferencias a concentraciones más elevadas, lo que sugiere un posible sesgo proporcional.

En conjunto, los resultados obtenidos evidencian que, si bien ambos métodos presentan una buena consistencia y permiten identificar tendencias similares en la concentración de Hg, existen diferencias sistemáticas entre ellos. El método DMA-80 destacó por su análisis directo de muestras sólidas, mínima preparación, mayor sensibilidad analítica y menor margen de error en comparación con ICP-MS, lo que respalda su precisión en la cuantificación de Hg. En contraste, el ICP-MS presenta la ventaja de ser una técnica multielemental; sin embargo, en este estudio requirió digestión ácida previa, mayor manipulación de la muestra y presentó un mayor margen de error. No obstante, el análisis de Bland–Altman reveló que, aunque los métodos presentan una concordancia general aceptable, no son completamente intercambiables. Esta limitación es particularmente relevante a bajas concentraciones, donde las diferencias absolutas representan una

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

proporción significativa del valor medido, incrementando su impacto relativo. En este contexto, se utilizaron únicamente los valores obtenidos mediante DMA-80 para el resto del estudio, dado que ofrecen una mayor confiabilidad y precisión analítica para la determinación de Hg total en ceniza volcánica.

7.3 Comparación de las concentraciones de Hg con otros volcanes

Con el propósito de contextualizar los resultados obtenidos, se llevó a cabo un análisis comparativo entre las concentraciones de Hg medidas en la ceniza volcánica del Popocatépetl y las que han sido reportadas en otros sistemas volcánicos activos a nivel internacional como se muestra en la Tabla 7.2. Los hallazgos indican que la ceniza del Popocatépetl exhibe niveles relativamente bajos de Hg en comparación con la mayoría de los que se han documentado en otros volcanes.

Tabla 7.2 Comparación de las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/kg}$) determinadas en ceniza volcánica el Popocatépetl con valores reportados para otros volcanes del mundo.					
Volcán	Tipo de muestra	Año de erupción	Contexto geodinámico	Concentración de Hg promedio (mín – max)	Referencias
Popocatépetl, Mexico	A granel	2023	Arco	3.74 (0.95– 8.41)	Este trabajo
Etna, Italy	A granel	2001	Sin arco	9.6 (3 – 16)	(Stracquadanio et al., 2003)
Etna, Italy	A granel	2002	Sin arco	1.6 (0.9 – 3.6)	(Stracquadanio et al., 2003)
Copahue, Argentina	A granel	2000	Arco	14.2 (7 – 22)	(Smichowski et al., 2003)
Sakurajima, Japón	A granel	1985	Arco	35.6 (11.9 – 80.1)	(Ohki et al., 2016)
Sakurajima, Japón	A granel	2010	Arco	34.4 (6.3 – 124)	(Ohki et al., 2016)
Puyehue, Chile	A granel	2011	Arco	23	(Shkinev et al., 2016)
Aso, Japón	A granel	2015	Arco	1.7 (0.5 – 3.8)	(Marumoto et al., 2017)
Aso, Japón	A granel	2016	Arco	220 (145 – 354)	(Marumoto et al., 2017)
Tolbachik, Rusia	A granel	2012	Arco	73	(Ermolin et al., 2021)
Shiveluch, Rusia	A granel	2010	Arco	1.7	(Ermolin et al., 2021)

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Tabla 7.2 Continuación.					
Volcán	Tipo de muestra	Año de erupción	Contexto geodinámico	Concentración de Hg promedio (min – max)	Referencias
Redoubt, EE.UU.	A granel	2009	Arco	22.8 (16.6 – 47.6)	(Kushner et al., 2023)
Augustine, EE.UU.	A granel	2009	Arco	7.2 (3.9 – 9.5)	(Kushner et al., 2023)

En este contexto, los resultados obtenidos en el presente estudio indican que las concentraciones de Hg en las cenizas volcánicas del Popocatepetl varían entre 0.95 y 8.41 $\mu\text{g/kg}$, con un valor promedio de 3.74 $\mu\text{g/kg}$. Al comparar estos valores con los reportados en otros sistemas volcánicos a nivel internacional (Tabla 7.2), se observa que, en términos generales, las concentraciones registradas en el Popocatepetl, en promedio, son menores que las documentadas en diversos volcanes de arco, como Copahue (14.2 $\mu\text{g/kg}$), Sakurajima (34.4–35.6 $\mu\text{g/kg}$), Puyehue (23 $\mu\text{g/kg}$), Tolbachik (73 $\mu\text{g/kg}$), Redoubt (22.8 $\mu\text{g/kg}$) y Augustine (7.2 $\mu\text{g/kg}$) (Smichowski et al., 2003; Ohki et al., 2016; Shkinev et al., 2016; Ermolin et al., 2021; Kushner et al., 2023). Pocos volcanes presentan concentraciones similares o incluso inferiores a las del Popocatepetl, entre ellos el Etna (Italia) en 2002 (1.6 $\mu\text{g/kg}$), Aso (Japón) en 2015 (1.7 $\mu\text{g/kg}$) y Shiveluch (Rusia) en 2010 (1.7 $\mu\text{g/kg}$) (Stracquadanio et al., 2003; Marumoto et al., 2017; Ermolin et al., 2021).

En el volcán Etna (Italia) se registra una considerable variabilidad interanual en las concentraciones de Hg, pese a ser un sistema sin arco; dicha variabilidad se evidencia en las diferencias significativas entre los años de muestreo 2015 y 2016 (Stracquadanio et al., 2003). Este patrón también se observa en volcanes de arco, como Aso, Japón (Marumoto et al., 2017), donde se registran variaciones notables entre distintos años. No obstante, otros sistemas de arco, como el Sakurajima, presentan concentraciones relativamente consistentes entre estudios realizados con varias décadas de diferencia (Ohki et al., 2016). Esta menor variabilidad podría estar asociada, entre otros factores, a una composición magmática más estable en el tiempo. En estos sistemas, una desgasificación continua y condiciones eruptivas similares durante la recolección de muestras podrían favorecer una incorporación más uniforme de Hg en las cenizas emitidas, reduciendo las fluctuaciones interanuales observadas en otros volcanes.

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En conjunto, estos resultados son consistentes con la amplia dispersión de valores reportados en los volcanes aquí comparados y refuerzan la idea de que la incorporación de Hg en cenizas volcánicas depende en gran medida del contenido del magma y de las características específicas de la pluma volcánica de cada volcán. En este sentido, la presencia de halógenos emitidos por los volcanes puede influir en la especiación del mercurio, ya que favorecen la oxidación del Hg^0 a Hg^{2+} en las columnas eruptivas, lo que incrementa la fracción de especies reactivas y puede reducir su vida atmosférica (Geyman et al., 2023). Por lo tanto, el caso del Popocatepetl aporta evidencia adicional para comprender la dinámica geoquímica y geofísica que gobierna la distribución de Hg en sistemas volcánicos, destacando la necesidad de considerar estas variables en evaluaciones comparativas a escala regional y global.

7.4 Evaluación de la contaminación mediante índices ambientales

La evaluación del impacto ambiental potencial del Hg presente en la ceniza volcánica del Popocatepetl cobra particular relevancia durante fases de alta actividad eruptiva, ya que estas condiciones favorecen una mayor emisión y dispersión de material particulado, lo que podría traducirse en riesgos ambientales reales. Con el propósito de analizar de manera integral su comportamiento ambiental, en este estudio se emplearon los índices Igeo, CF y Er, los cuales permiten evaluar tanto el grado de enriquecimiento como el potencial riesgo ecológico asociado al Hg. Los valores mínimos, máximos y promedio reportados en la Tabla 6.2 evidencian la variabilidad en las concentraciones de Hg presentes en las muestras analizadas.

De acuerdo con los resultados obtenidos (Tabla 6.2), en términos generales se observa un comportamiento que no sugiere contaminación significativa ni riesgo ecológico relevante. Los valores negativos del Igeo (promedio de -4.289) indican ausencia de enriquecimiento respecto al fondo geoquímico; incluso el valor máximo (-2.834) se ubica dentro de la categoría libre de contaminación por acumulación. Esto es consistente con los bajos valores del CF (promedio de 0.093), que reflejan un aporte mínimo del metal y ausencia de acumulación significativa, ya que incluso su valor máximo se mantiene muy por debajo de 1, umbral para considerarse un factor contaminante. Asimismo, el Er (promedio de 3.735) clasifica el riesgo ecológico como bajo, lo que sugiere que, en las condiciones analizadas, el Hg no constituye una amenaza ambiental inmediata. El valor más alto de los tres índices se registra durante la fase 2 (del 19 al 22 de mayo), la cual se distingue por tener concentraciones elevadas de Hg, y se relaciona con la muestra A11

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

(20/05/2023). Esta fecha precede por un día el cambio de la alerta volcánica a amarillo fase 3, asociado con un incremento en la actividad volcánica.

En este contexto, la aparente ausencia de contaminación no debe interpretarse como ausencia de Hg. Aunque los valores obtenidos no indican un riesgo considerable, la emisión y deposición continua de ceniza puede favorecer la acumulación a largo plazo, particularmente en suelos y sistemas agrícolas cercanos. Esto pone de manifiesto la necesidad de llevar a cabo un monitoreo sistemático en las zonas afectadas por cenizas volcánicas, dado que los sistemas existentes se centran principalmente en la supervisión de parámetros geofísicos, así como en el monitoreo de las emisiones y la dispersión de ceniza, mientras que los posibles efectos acumulativos en el suelo reciben menor atención, lo que resalta la importancia de evaluar su biodisponibilidad y su posible incorporación en sistemas suelo-agua, especialmente en zonas cercanas al volcán.

7.5 Evaluación del riesgo a la salud humana

Desde una perspectiva de salud ambiental, la presencia de Hg en las cenizas durante la erupción de 2023 del Popocatepetl representa un potencial riesgo. Dado el carácter volátil del Hg, este puede dispersarse atmosféricamente y depositarse en forma particulada en cenizas en áreas adyacentes las cuales pueden contribuir como una fuente secundaria de emisión hacia la atmósfera mediante procesos de fotorreducción y desorción; sin embargo, se ha reportado que estas contribuciones son menores en comparación con las emisiones primarias (Driscoll et al., 2013). La Tabla 6.4 resume los valores de HQ y HI obtenidos para las distintas vías de exposición en población infantil y adulta, incluyendo valores mínimos, máximos, promedio y percentil 95 (P95), lo que permite evaluar escenarios representativos y de mayor exposición potencial.

Los resultados de la evaluación de riesgo a la salud indican que la población infantil presenta mayores valores de HQ en la mayoría de las vías de exposición analizadas (ingestión, inhalación y exposición a vapores), en comparación con la población adulta. Este comportamiento se atribuye principalmente a diferencias fisiológicas y conductuales entre ambos grupos etarios. En particular, los niños presentan una mayor tasa de ingesta de partículas por unidad de peso corporal, así como una mayor frecuencia de actividades mano-boca, lo que incrementa la exposición por ingestión (US EPA, 2011). Asimismo, su menor peso corporal y sus sistemas fisiológicos en desarrollo favorecen que la dosis recibida por kilogramo de masa sea relativamente mayor, elevando los valores de HQ. En el caso de la inhalación y la exposición a vapores, los niños también presentan

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

mayores tasas de respiración en relación con su peso corporal, lo que favorece una mayor incorporación de contaminantes atmosféricos, como el Hg asociado a cenizas volcánicas. Además, la inmadurez de sus sistemas respiratorio puede incrementar su susceptibilidad a los efectos tóxicos (ATSDR, 2024).

Por otro lado, la vía dérmica mostró un mayor riesgo en la población adulta. Este resultado puede explicarse por factores como una mayor superficie de piel expuesta durante actividades al aire libre, así como por una mayor duración de la exposición. Adicionalmente, los parámetros considerados en la evaluación (como el área de piel expuesta, la adherencia de partículas y el tiempo de contacto) suelen ser mayores en adultos, lo que incrementa la dosis absorbida por esta vía. En términos generales, los valores obtenidos tanto para el HQ en cada vía de exposición como para el HI fueron inferiores a la unidad. De acuerdo con los criterios establecidos en evaluaciones de riesgo no carcinogénico, valores de HQ y HI menores a 1 indican que la exposición estimada no representa un riesgo significativo para la salud (US EPA, 2001b; Phan Dinh et al., 2022). En este sentido, a pesar de las diferencias observadas entre grupos etarios y vías de exposición, los niveles de Hg presentes en las cenizas volcánicas analizadas durante el periodo de estudio no evidencian efectos adversos bajo las condiciones evaluadas. Asimismo, los valores correspondientes al P95 indican que incluso en escenarios de mayor exposición potencial no se alcanzan niveles significativos de riesgo.

Aunque los valores de HQ en todas las vías de exposición y el HI se mantuvieron por debajo del umbral de riesgo, el 20/05/2023 (muestra A11) destaca como el punto de mayor riesgo relativo. Este comportamiento indica que, aun en escenarios globalmente no críticos, los episodios de mayor carga de Hg pueden generar incrementos puntuales en la exposición, en concordancia con el pico de concentración registrado y con lo observado en los índices de contaminación. De manera consistente, se identificó un segundo incremento relevante en la muestra A23 (01/06/2023), asociado también a altas concentraciones de Hg. En este sentido, las vías de ingestión y exposición a vapores emergen como los principales contribuyentes al HI, lo que sugiere que estas rutas desempeñan un papel predominante en la exposición total al Hg bajo las condiciones evaluadas. En conjunto, la variabilidad observada entre las muestras pone de manifiesto la importancia de continuar con el monitoreo de este elemento en materiales volcánicos y en ambientes impactados por la deposición de ceniza.

7.6 Limitaciones del estudio

Los resultados obtenidos permiten identificar tendencias en las concentraciones de Hg en cenizas volcánicas; sin embargo, su interpretación debe realizarse considerando la resolución temporal del esquema de muestreo empleado. En este sentido, el muestreo diario de ceniza actúa como un integrador de la deposición ocurrida a lo largo de cada jornada, lo que favorece la representación de emisiones pulsátiles e incluso de episodios de desgasificación intensa de corta duración. No obstante, este enfoque no permite discriminar variaciones de alta frecuencia ni asociar de manera precisa las concentraciones de Hg con eventos eruptivos individuales, por lo que los resultados representan un comportamiento integrado a escala diaria.

Cabe señalar que, entre el 22 de mayo y el 2 de junio de 2023, las condiciones de alta nubosidad limitaron el registro visual de la actividad volcánica por parte del CENAPRED (Martínez Bringas et al., 2024), impidiendo la cuantificación precisa de exhalaciones y explosiones durante ese periodo y dificultando la evaluación de su posible relación con las concentraciones de Hg. Sin embargo, incluso durante los intervalos con condiciones de visibilidad adecuadas, no se observó una correlación significativa entre las concentraciones de Hg y parámetros específicos de la actividad volcánica, tales como exhalaciones, explosiones y minutos de tremor, lo cual fue corroborado mediante análisis estadísticos. En este sentido, debe considerarse la complejidad inherente al sistema volcánico del Popocatepetl, ya que, aunque no se identificó una correspondencia puntual entre las concentraciones de Hg y dichos parámetros geofísicos, sí se observaron incrementos en las concentraciones de Hg durante periodos de mayor actividad volcánica, evidenciados por cambios en el nivel de alerta emitido por el CENAPRED. Esto sugiere que las emisiones de Hg podrían estar asociadas a la dinámica general del sistema volcánico más que a eventos eruptivos individuales. Asimismo, el comportamiento del Hg podría estar influenciado por múltiples procesos volcánicos y geoquímicos no evaluados directamente en este estudio, incluyendo variaciones en la temperatura, presión de gases, procesos de desgasificación e interacción con el sistema hidrotermal, lo que introduce incertidumbre en la interpretación de los mecanismos de liberación y transporte del Hg.

En cuanto a las consideraciones metodológicas, las diferencias inherentes entre las técnicas analíticas empleadas (ICP-MS y DMA-80) pueden influir en la comparabilidad de los resultados. En particular, el ICP-MS presentó un mayor margen de incertidumbre en comparación con el

7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

DMA-80, de acuerdo con el material de referencia utilizado, por lo que este último fue seleccionado como método principal para la interpretación de los datos. Esta diferencia podría estar asociada, en parte, al procedimiento de preparación de muestra requerido para el ICP-MS, el cual incluye etapas de digestión ácida previas al análisis y puede introducir fuentes adicionales de variabilidad o pérdida analítica. En contraste, el DMA-80 permite el análisis directo de muestras sólidas pulverizadas mediante AAS, reduciendo la manipulación de la muestra y minimizando posibles errores asociados al pretratamiento. No obstante, ambas metodologías mostraron una concordancia adecuada en la determinación de Hg.

Una limitación importante del presente estudio radica en la ausencia de análisis de especiación química del Hg en las muestras de ceniza volcánica analizadas. Aunque la cuantificación de Hg total y PHg permite determinar su asociación con la fracción sólida de las cenizas y evaluar su distribución durante el periodo de estudio, esta aproximación no permite identificar las distintas especies químicas presentes, tales como Hg^0 o Hg^{2+} . La diferenciación entre estas especies resulta fundamental debido a sus marcadas diferencias en términos de movilidad, biodisponibilidad, persistencia ambiental y toxicidad, factores que influyen directamente en el comportamiento geoquímico del Hg y en su potencial impacto sobre la salud humana. En consecuencia, la evaluación de riesgo desarrollada mediante los índices HQ e HI se encuentra basada exclusivamente en concentraciones totales de Hg, sin considerar posibles variaciones en la respuesta toxicológica derivadas de su especiación química, biodisponibilidad ni tiempo de exposición efectivo. Bajo este contexto, aunque los indicadores de riesgo y contaminación sugieren niveles bajos de impacto ambiental y riesgo para la salud, los resultados obtenidos deben interpretarse como una aproximación del riesgo potencial asociado a la presencia de Hg en ceniza volcánica, sin poder establecer con precisión la fracción biológicamente disponible ni el potencial toxicológico específico de las especies presentes. Por ello, futuros estudios orientados a la caracterización de especies químicas de Hg contribuirían a una evaluación ambiental y toxicológica más robusta de las emisiones volcánicas del Popocatepetl.

8. Conclusiones

En el presente estudio se determinaron las concentraciones de Hg en forma particulada en cenizas volcánicas del volcán Popocatepetl durante el periodo eruptivo analizado, evidenciando una variabilidad temporal significativa. Las concentraciones oscilaron entre 0.95 y 8.41 $\mu\text{g/kg}$, con un valor promedio de 3.74 $\mu\text{g/kg}$, identificándose tres fases diferenciadas que podrían reflejar cambios en la dinámica del sistema volcánico. Asimismo, al comparar las concentraciones de Hg con parámetros geofísicos medidos por el CENAPRED, como exhalaciones, tremor y explosiones, no se observó una correlación significativa. Esto sugiere que la variabilidad del Hg particulado no puede explicarse únicamente a partir de estos indicadores geofísicos, sino que probablemente responde a la interacción de múltiples factores, incluyendo procesos geoquímicos asociados a la desgasificación magmática, transformaciones dentro de la pluma volcánica y condiciones meteorológicas que influyen en el transporte y deposición de las partículas.

La comparación entre las técnicas analíticas ICP-MS y DMA-80 mostró que ambas metodologías presentan una correlación positiva ($R^2 = 0.75$) y permiten identificar tendencias consistentes en la cuantificación de Hg. No obstante, el DMA-80 demostró una mayor sensibilidad analítica, menor margen de error y menor susceptibilidad a interferencias, por lo que se considera más adecuado para la determinación de Hg en matrices sólidas como la ceniza volcánica. Esta ventaja resulta relevante debido a que las cenizas volcánicas presentan una matriz principalmente silicatada, cuya preparación para el análisis por ICP-MS requiere una digestión ácida fuerte con HF; este proceso puede incrementar la complejidad del análisis y representar una posible fuente de variabilidad que afecte la calidad de los resultados. En el contexto internacional, las concentraciones de Hg registradas en el Popocatepetl son, en general, inferiores a las reportadas en otros volcanes activos, lo que sugiere que este sistema presenta una menor incorporación de Hg en la fase particulada bajo las condiciones evaluadas. Esta variabilidad refuerza la influencia del contexto geodinámico y de la composición del magma en la distribución de este elemento.

Los índices de contaminación (Igeo, CF y Er) indicaron que las cenizas analizadas no presentan contaminación significativa ni riesgo ecológico relevante, clasificándose como no contaminadas y de bajo riesgo. Sin embargo, la deposición continua de ceniza podría favorecer procesos de acumulación a largo plazo en suelos, lo que resalta la importancia de su monitoreo. En cuanto a la

8. CONCLUSIONES

evaluación de riesgo a la salud, los valores de HQ y HI para todas las vías de exposición (ingestión, inhalación, dérmica y vapores) fueron inferiores a la unidad tanto en población infantil como adulta, lo que indica ausencia de riesgo significativo bajo las condiciones analizadas. No obstante, la población infantil mostró una mayor susceptibilidad relativa, y se identificaron incrementos puntuales en el riesgo asociados a episodios de mayor concentración de Hg. Finalmente, aunque los resultados indican bajos niveles de impacto ambiental y riesgo a la salud, la falta de información sobre la especiación química del Hg y su biodisponibilidad introduce incertidumbre en la evaluación del riesgo real, por lo que se recomienda considerar estos factores en estudios futuros.

9. Bibliografía

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1999). Resumen de salud pública: Mercurio (CAS# 7439-97-6). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs46.pdf
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2012). *Evaluando la exposición al mercurio: Información para profesionales de la salud (CS229617-A)*. Centers for Disease Control and Prevention. <https://www.atsdr.cdc.gov>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2024). *Toxicological profile for mercury*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp46.pdf>
- Agencia Espacial Europea. (2023). *Sentinel-2B image, tile 14QNG (Level-2A), área del volcán Popocatepetl, México* [Imagen satelital]. Copernicus Open Access Hub. <https://eos.com/landviewer/>
- Aiuppa, A., Fischer, T. P., Plank, T., Robidoux, P., & Di Napoli, R. (2017). Along-arc, inter-arc and arc-to-arc variations in volcanic gas CO₂/ST ratios reveal dual source of carbon in arc volcanism. *Earth-Science Reviews*, 168, 24–47. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.03.005>
- Alharbi, B. H., Pasha, M. J., Alotaibi, M. D., Alduwais, A. K., & Al-Shamsi, M. A. S. (2020). Contamination and risk levels of metals associated with urban street dust in Riyadh, Saudi Arabia. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 18475–18487. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08362-7>
- Al-Sulaiti, M. M., Soubra, L., & Al-Ghouti, M. A. (2022). The causes and effects of mercury and methylmercury contamination in the marine environment: A review. *Current Pollution Reports*, 8(3), 249–272. <https://doi.org/10.1007/s40726-022-00226-7>
- Andersson, A. B. (1979). Mercury in soils. En J. O. Nriagu (Ed.), *The biogeochemistry of mercury in the environment* (pp. 79–112). Elsevier/North-Holland Biomedical Press.
- Azpiaz Zubeldia, M. (2022). *Metal astunen determinazioa erraustegiaren inguruko goroldio laginetan* [Trabajo de fin de grado, Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea].
- Bagnato, E., Tamburello, G., Avard, G., Martinez-Cruz, M., Enrico, M., Fu, X., Sprovieri, M., & Sonke, J. E. (2015). Mercury fluxes from volcanic and geothermal sources: An update. *Geological Society, London, Special Publications*, 410(1), 263–285. <https://doi.org/10.1144/SP410.2>
- Barwick, M., & Maher, W. (2003). Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*, 56(4), 471–502. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(03\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(03)00028-X)

9. BIBLIOGRAFÍA

- Beaubien, J. (2015, enero 21). Going for the gold sends mercury down the river. *KGOU*. <https://www.kgou.org/world/2015-01-21/going-for-the-gold-sends-mercury-down-the-river>
- Calvo, M. (s.f.). *Cinabrio* [Fotografía]. Museo Virtual de Mineralogía, Universidad de Zaragoza. <https://museomine.unizar.es/cinabrio/>
- Campion, R., Delgado-Granados, H., Legrand, D., Taquet, N., Boulesteix, T., Pedraza-Espitia, S., & Lecocq, T. (2018). Breathing and coughing: The extraordinarily high degassing of Popocatepetl volcano investigated with an SO₂ camera. *Frontiers in Earth Science*, 6, Article 163. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00163>
- Camprubí, A., & Albinson, T. (2006). Depósitos epitermales en México: Actualización de su conocimiento y reclasificación empírica. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 58(1), 27–81. <https://doi.org/10.18268/bsgm2006v58n1a2>
- Capra, L., Poblete, M. A., & Alvarado, R. (2004). The 1997 and 2001 lahars of Popocatepetl volcano (central Mexico): Textural and sedimentological constraints on their origin and hazards. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 131(3–4), 351–369. [https://doi.org/10.1016/S0377-0273\(03\)00413-X](https://doi.org/10.1016/S0377-0273(03)00413-X)
- Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2013). *Actividad del volcán Popocatepetl: Año 2012*. https://www1.cenapred.unam.mx/DIR_INVESTIGACION/Fraccion_XLVIII/XLVIII_transparencia_proactiva/RV/Informe%20Anual%20Popocat%C3%A9petl%202012.pdf
- Cruz-Sánchez, M., Cruz-Santos, M., Ángeles-García, S., & Girón-García, P. (2021). Caracterización de cenizas volcánicas depositadas en la ciudad de Puebla. *Tópicos de Investigación en Ciencias de la Tierra y Materiales*, 8(8), 65–76. <https://doi.org/10.29057/aactm.v8i8.7667>
- Diario Oficial de la Federación. (2017). *Decreto promulgatorio del Convenio de Minamata sobre el mercurio, hecho en Kumamoto, Japón, el diez de octubre de dos mil trece*. https://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5502988
- Diario Oficial de la Federación. (2018). *NOM-212-SCFI-2017: Pilas y baterías primarias—límites máximos permisibles de mercurio y cadmio—especificaciones, métodos de prueba y etiquetado*. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5539835&fecha=03/10/2018&print=true
- Diario Oficial de la Federación. (2021). *Declaratoria de vigencia de la Norma Mexicana NMX-J-160-1-ANCE-2020: pilas y baterías primarias—parte 1: requisitos generales (cancela a la NMX-J-160-1-ANCE-2013)*. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5629152
- Díaz, J. C. (2013). *An assessment of primary and secondary mercury supplies in Mexico*. Commission for Environmental Cooperation.
- Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., & Pirrone, N. (2013). Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environmental Science & Technology*, 47(10), 4967–4983. <https://doi.org/10.1021/es305071v>

- Edwards, B. A., Kushner, D. S., Outridge, P. M., & Wang, F. (2021). Fifty years of volcanic mercury emission research: Knowledge gaps and future directions. *Science of the Total Environment*, 757, 143800. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143800>
- Ermolin, M. S., Ivaneev, A. I., Fedyunina, N. N., & Fedotov, P. S. (2021). Nanospeciation of metals and metalloids in volcanic ash using single particle inductively coupled plasma mass spectrometry. *Chemosphere*, 281, 130950. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130950>
- Espinasa-Pereña, R. (2014). *Historia de la actividad del volcán Popocatépetl: 17 años de erupciones* (65 pp.). Centro Nacional de Prevención de Desastres. <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/225-HISTORIADELAActividadDELVOLCNPoPOCATPETL-17AOSDEERUPCIONES.PDF>
- Fan, P., Lu, X., Yu, B., Fan, X., Wang, L., Lei, K., Yang, Y., Zuo, L., & Rinklebe, J. (2022). Spatial distribution, risk estimation and source apportionment of potentially toxic metal(loid)s in resuspended megacity street dust. *Environment International*, 160, 107073. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107073>
- Fitzgerald, W. F., Lamborg, C. H., & Hammerschmidt, C. R. (2007). Marine biogeochemical cycling of mercury. *Chemical Reviews*, 107(2), 641–662. <https://doi.org/10.1021/cr050353m>
- Gaioli, M., Amoedo, D., & González, D. (2012). Impact of mercury on human health and the environment. *Archivos Argentinos de Pediatría*, 110(3), 259–264. <https://doi.org/10.5546/aap.2012.259>
- Gaona Martínez, J. (2004). *El mercurio como contaminante global: Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente* [Tesis doctoral, Universitat Autònoma de Barcelona]. Dipòsit Digital de Documents de la UAB. <https://ddd.uab.cat/record/37227>
- Geyman, B. M., Thackray, C. P., Jacob, D. J., & Sunderland, E. M. (2023). Impacts of volcanic emissions on the global biogeochemical mercury cycle: Insights from satellite observations and chemical transport modeling. *Geophysical Research Letters*, 50(21), e2023GL104667. <https://doi.org/10.1029/2023GL104667>
- Gliozzo, E. (2021). *Pigments — Mercury-based red (cinnabar-vermilion) and white (calomel) and their degradation products*. *Archaeological and Anthropological Sciences*, 13, Article 210. <https://doi.org/10.1007/s12520-021-01402-4>
- Goff, F., Janik, C. J., Delgado, H., Werner, C., Counce, D., Stimac, J. A., Siebe, C., Love, S. P., Williams, S. N., Fischer, T., & Johnson, L. (1998). *Geochemical surveillance of magmatic volatiles at Popocatépetl volcano, Mexico*. U.S. Geological Survey. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1998\)110<0695:GSOMVA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1998)110<0695:GSOMVA>2.3.CO;2)
- González-Estecha, M., Bodas-Pinedo, A., Rubio-Herrera, M. Á., Martell-Claros, N., Trasobares-Iglesias, E. M., Ordóñez-Iriarte, J. M., Guillén-Pérez, J. J., Herraíz-Martínez, M. A., García-Donaire, J. A., Farré-Rovira, R., Calvo-Manuel, E., Martínez-Álvarez, J. R., Llorente-Ballesteros, M. T., Sáinz-Martín, M., Martínez-Astorquiza, T., Martínez-García, M. J., Lesmes, I. B., Cuadrado-Cenzual, M. A., Prieto-Menchero, S., Gallardo-Pino, C., Moreno-Rojas, R., Bermejo-Barrera, P., Torres-

- Moreno, M., Arroyo-Fernández, M., & Calle-Pascual, A. (2014). Efectos sobre la salud del metilmercurio en niños y adultos: Estudios nacionales e internacionales. *Nutrición Hospitalaria*, 30(5), 989–1007. <https://doi.org/10.3305/nh.2014.30.5.7728>
- González-Raymat, H., Liu, G., Liriano, C., Li, Y., Yin, Y., Shi, J., Jiang, G., & Cai, Y. (2017). Elemental mercury: Its unique properties affect its behavior and fate in the environment. *Environmental Pollution*, 229, 69–86. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.101>
- Google. (s. f.). *Google Maps* [Mapa]. Recuperado el 4 de mayo de 2026, de <https://www.google.com/maps/@19.0312052,-98.4286883,56660m/data=!3m1!1e3>
- Gutiérrez Martín, R. (2014). *Mineralogía y tipología del depósito de Hg-Sb del Valle del Azogue* [Trabajo de fin de grado, Universidad Autónoma de Barcelona]. https://ddd.uab.cat/pub/tfg/2014/125880/TFG_RubenGutierrezMartin.pdf
- Gworek, B., Bemowska-Kalabun, O., Kijeńska, M., & Wrzosek-Jakubowska, J. (2016). Mercury in marine and oceanic waters—a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 227(10), 371. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3060-3>
- Hazen, R. M., Golden, J., Downs, R. T., Hystad, G., Grew, E. S., Azzolini, D., & Sverjensky, D. A. (2012). Mercury (Hg) mineral evolution: A mineralogical record of supercontinent assembly, changing ocean geochemistry, and the emerging terrestrial biosphere. *American Mineralogist*, 97(7), 1013–1042. <https://doi.org/10.2138/am.2012.3922>
- Hedenquist, J. W. (1987). Mineralization associated with volcanic-related hydrothermal systems in the Circum-Pacific Basin. En *Proceedings of the 4th Circum-Pacific Energy and Mineral Resources Conference* (pp. 1–26).
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Cuéntame de México: Información por entidad federativa*. <https://cuentame.inegi.org.mx/>
- International Union of Pure and Applied Chemistry. (2025). *Organometallic compounds*. En *IUPAC Compendium of Chemical Terminology* (5th ed., online version 5.0.0). <https://doi.org/10.1351/goldbook.O04328>
- Kehrig, H. D. A., Seixas, T. G., Palermo, E. A., Baêta, A. P., Castelo-Branco, C. W., Malm, O., & Moreira, I. (2009). The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(1), 10–24. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0038-8>
- Koenig, A. M., Magand, O., Rose, C., Di Muro, A., Miyazaki, Y., Colomb, A., Rissanen, M., Lee, C. F., Koenig, T. K., Volkamer, R., Brioude, J., Verreyken, B., Roberts, T., Edwards, B. A., Sellegri, K., Arellano, S., Kowalski, P., Aiuppa, A., Sonke, J. E., & Dommergue, A. (2023). *Observed in-plume gaseous elemental mercury depletion suggests significant mercury scavenging by volcanic aerosols*. *Environmental Science: Atmospheres*, 3(10), 1418–1438. <https://doi.org/10.1039/D3EA00063J>

- Kushner, D. S. (2019). *Mercury emissions from volcanic sources in Central America* [Master's thesis, University of Manitoba]. <http://hdl.handle.net/1993/33787>
- Kushner, D., Lopez, T., Wallace, K. L., Damby, D., Kern, C., & Cameron, C. (2023). Estimates of volcanic mercury emissions from Redoubt Volcano, Augustine Volcano, and Mount Spurr eruption ash. *Frontiers in Earth Science*, 11, 1054521. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1054521>
- Lacerda, L. D., & Salomons, W. (1999). Mercury contamination from New World gold and silver mine tailings. En W. Salomons, U. Förstner, & P. Mader (Eds.), *Mercury contaminated sites: Characterization, risk assessment and remediation* (pp. 73–87). Springer.
- Le Maitre, R. W., Streckeisen, A., Zanettin, B., Le Bas, M. J., Bonin, B., & Bateman, P. (Eds.). (2002). *Igneous rocks: A classification and glossary of terms* (2nd ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535581>
- Lea Sánchez, A. (2015). *Determinación de especies de mercurio en materiales biológicos mediante análisis por dilución isotópica con trazadores múltiples* [Trabajo de fin de máster, Universidad de Oviedo]. https://digibuo.uniovi.es/dspace/bitstream/10651/33181/3/TFM_Adriana%20Lea.pdf
- Li, F., Huang, J., Zeng, G., Huang, X., Liu, W., Wu, H., Yuan, Y., He, X., & Lai, M. (2015). Spatial distribution and health risk assessment of toxic metals associated with receptor population density in street dust: A case study of Xiandao District, Changsha, Middle China. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9), 6732–6742. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3753-3>
- Li, Y., Chen, C., Li, B., Sun, J., Wang, J., Gao, Y., Zhao, Y., & Chai, Z. (2006). Elimination efficiency of different reagents for the memory effect of mercury using ICP-MS. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 21(1), 94–96. <https://doi.org/10.1039/B511367A>
- Lide, D. R. (Ed.). (1991). *CRC handbook of chemistry and physics: A ready-reference book of chemical and physical data* (72nd ed., 1991–1992 ed.). CRC Press.
- Lin, H., Zhu, X., Feng, Q., Guo, J., Sun, X., & Liang, Y. (2019). Pollution, sources, and bonding mechanism of mercury in street dust of a subtropical city, southern China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(1–2), 393–409. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1526631>
- Lindberg, S., Bullock, R., Ebinghaus, R., Engström, D., Feng, X., Fitzgerald, W., Pirrone, N., Prestbo, E., & Seigneur, C. (2007). A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *AMBIO*, 36(1), 19–33. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[19:ASOPAU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[19:ASOPAU]2.0.CO;2)
- Lindqvist, O., & Rodhe, H. (1985). Atmospheric mercury—A review. *Tellus B*, 37(3), 136–159. DOI: 10.3402/tellusb.v37i3.15010
- Liu, G., Cai, Y., & O'Driscoll, N. (Eds.). (2011). *Environmental chemistry and toxicology of mercury*. John Wiley & Sons.
- Lominchar, M. A., Sierra, M. J., Rodríguez, J., & Millán, R. (2010). *Estudio del comportamiento y distribución del mercurio presente en muestras de suelo recogidas en la ribera del río*

9. BIBLIOGRAFÍA

- Valdeazogues*. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT). <http://documenta.ciemat.es/handle/123456789/125>
- López Flores, O. G. (2015). *Geoquímica del mercurio en ambientes geotérmicos: Caso de la zona de Acoculco, Puebla-Hidalgo* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México]. <https://tesiunamdocumentos.dgb.unam.mx/ptd2015/noviembre/0738983/0738983.pdf>
- Marumoto, K., Sudo, Y., & Nagamatsu, Y. (2017). Collateral variations between the concentrations of mercury and other water-soluble ions in volcanic ash samples and volcanic activity during the 2014–2016 eruptive episodes at Aso volcano, Japan. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 341, 149–157. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2017.05.022>
- Martin-Del Pozzo, A. L. (2012). Precursors to eruptions of Popocatepetl Volcano, Mexico. *Geofísica Internacional*, 51(1), 87–107.
- Martínez Bringas, A., Gómez Vázquez, Á., Caballero Jiménez, G. V., Valderrama Membrillo, S., & Hernández Bello, M. G. (2024). *Actividad del volcán Popocatepetl 2023 (Informe anual)*. Centro Nacional de Prevención de Desastres. https://www.cenapred.unam.mx/DatosAbiertos/Informe_Popocat%C3%A9petl_Anual_2023.pdf
- Meeting of the IARC working group on beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry. (1993). *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, 19(5), 360–363. <https://doi.org/10.5271/sjweh.1461>
- Melián, G. V., Hernández, P. A., Pérez, N. M., Asensio-Ramos, M., Padrón, E., Alonso, M., Padilla, G. D., Barrancos, J., Sortino, F., Sumino, H., Rodríguez, F., Amonte, C., Silva, S., Cardoso, N., & Pereira, J. M. (2021). Insights from fumarole gas geochemistry on the recent volcanic unrest of Pico do Fogo, Cape Verde. *Frontiers in Earth Science*, 9, Article 631190. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.631190>
- Méndez Mondragón, E. F. (2020). *Análisis de las enfermedades laborales producidas por la exposición a mercurio* [Trabajo de grado de especialización, Universidad ECCI]. <https://repositorio.ecci.edu.co/handle/001/825>
- Milestone Srl. (s. f.). *DMA-80 EVO: determinación de mercurio*. <https://www.milestonesrl.com/es/productos/determinacion-de-mercurio/dma-80-evo>
- Ministerio de la Presidencia, Relaciones con las Cortes y Memoria Democrática. (2023, 11 de enero). Real Decreto 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. *Boletín Oficial del Estado* (núm. 9). <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/01/10/3/con>
- Mitra, S. (1986). *Mercury in the ecosystem: Its dispersion and pollution today*. Trans Tech Publications.
- National Center for Biotechnology Information. (2026). *PubChem compound summary for CID 23931, mercury*. PubChem. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Mercury>
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (1996). *Age of oceanic crust* [Imagen]. <https://www.ngdc.noaa.gov/mgg/image/crustageposter.gif>

- Ni, X., Yang, R., Yuan, W., Wang, X., Chen, J., Zhang, G., Li, D., Du, L., Gao, L., Luo, C., Zheng, L., & Xu, H. (2022). New insight into the source of metals in Hg deposits at the southwestern margin of the Yangtze Platform, China: Evidence from mercury stable isotope compositions. *Ore Geology Reviews*, 149, 105089. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2022.105089>
- Nriagu, J. O., & Becker, C. (2003). Volcanic emissions of mercury to the atmosphere: Global and regional inventories. *Science of the Total Environment*, 304(1–3), 3–12. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00552-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00552-1)
- Obrist, D., Kirk, J. L., Zhang, L., Sunderland, E. M., Jiskra, M., & Selin, N. E. (2018). A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *Ambio*, 47(1), 116–140. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1004-9>
- Ohki, A., Nakajima, T., Hayashi, K., Taniguchi, H., Haraguchi, K., & Takanashi, H. (2016). Levels of Hg and other chemical elements in volcanic ash fall samples erupted from Mt. Sakurajima, Japan. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 98(7), 778–786. <https://doi.org/10.1080/02772248.2016.1139117>
- Park, J. D., & Zheng, W. (2012). Human exposure and health effects of inorganic and elemental mercury. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 45(6), 344–352. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.344>
- Peng, X., Yang, Y., Yang, S., Li, L., & Song, L. (2024). Recent advance of microbial mercury methylation in the environment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 108, 235. <https://doi.org/10.1007/s00253-023-12967-6>
- Phan Dinh, Q., Addai-Arhin, S., Jeong, H., Nugraha, W. C., Viet, P. H., Tominaga, N., Ishibashi, Y., & Arizono, K. (2022). Human health risk of mercury in street dust: A case study of children in the vicinity of compact fluorescent lamp factory, Hanoi, Vietnam. *Journal of Applied Toxicology*, 42(3), 371–379. <https://doi.org/10.1002/jat.4222>
- Pirrone, N., & Mason, R. P. (Eds.). (2009). *Mercury fate and transport in the global atmosphere*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-93958-2>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2013). *Convenio de Minamata sobre el mercurio: Texto y anexos*. <https://www.mercuryconvention.org>
- Programa Nacional de Riesgos Químicos. (2007). *Mercurio: Cartilla de información*. Salud sin Daño. <https://www.fmed.uba.ar/sites/default/files/2018-03/mercurio.pdf>
- Pyle, D. M., & Mather, T. A. (2003). The importance of volcanic emissions for the global atmospheric mercury cycle. *Atmospheric Environment*, 37(36), 5115–5124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.07.011>
- Ramírez, A. V. (2008). Intoxicación ocupacional por mercurio. *Anales de la Facultad de Medicina*, 69(1), 46–51. <https://doi.org/10.15381/anales.v69i1.1170>

- Ramírez, M., Gavilán, A., & Castro, J. (2004). La contaminación por mercurio en México. *Gaceta Ecológica*, (72), 21–34. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2882547.pdf>
- Rice, K. M., Walker, E. M., Jr., Wu, M., Gillette, C., & Blough, E. R. (2014). Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 47(2), 74–83. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2014.47.2.74>
- Robertson, D. E., Crecelius, E. A., Fruchter, J. S., & Ludwick, J. D. (1977). Mercury emissions from geothermal power plants. *Science*, 196(4294), 1094–1097. <https://doi.org/10.1126/science.196.4294.1094>
- Rytuba, J. J. (2003). Mercury from mineral deposits and potential environmental impact. *Environmental Geology*, 43(3), 326–338. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0627-5>
- Schaaf, P., Stimac, J. I. M., Siebe, C., & Macías, J. L. (2005). Geochemical evidence for mantle origin and crustal processes in volcanic rocks from Popocatepetl and surrounding monogenetic volcanoes, central Mexico. *Journal of Petrology*, 46(6), 1243–1282. <https://doi.org/10.1093/petrology/egi015>
- Schiavo, B., Meza-Figueroa, D., Morton-Bermea, O., Vizuete-Jaramillo, E., & Robles-Morua, A. (2023b). Seasonal variation of mercury in settled dust from brick kiln pollution in Sonora, Mexico: Ecological risk and human health implication. *Atmospheric Pollution Research*, 14(7), 101787. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101787>
- Schiavo, B., Morton-Bermea, O., Salgado-Martínez, E., & Hernández-Álvarez, E. (2020b). Evaluation of possible impact on human health of atmospheric mercury emanations from the Popocatepetl volcano. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 3717–3729. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00610-6>
- Schiavo, B., Morton-Bermea, O., Salgado-Martínez, E., Arellano, J., & Hernández-Álvarez, E. (2020a). Estimates of mercury flux and temporal variability of Hg/SO₂ ratio in the plume of Popocatepetl volcano (Mexico). *Journal of South American Earth Sciences*, 101, 102614. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102614>
- Secretaría del Convenio de Minamata sobre el Mercurio. (2023). *Convenio de Minamata sobre el mercurio: Texto y anexos*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. <https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/archivos/public/docs/Minamata-Convention-booklet-Oct2023-ES.pdf>
- Selin, N. E. (2009). Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 43–63. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.051308.084314>
- Servicio Geológico Mexicano. (2017, marzo 22). *Yacimientos minerales*. https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/Aplicaciones_geologicas/Yacimientos-minerales.html
- Shkinev, V. M., Ermolin, M. S., Fedotov, P. S., Borisov, A. P., Karandashev, V. K., & Spivakov, B. Y. (2016). A set of analytical methods for the estimation of elemental and grain-size composition of

9. BIBLIOGRAFÍA

- volcanic ash. *Geochemistry International*, 54(13), 1252–1260.
<https://doi.org/10.1134/S0016702916130176>
- Slemr, F., Seiler, W., & Schuster, G. (1981). Latitudinal distribution of mercury over the Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 86(C2), 1159–1166.
<https://doi.org/10.1029/JC086iC02p01159>
- Smichowski, P., Gómez, D., Rosa, S., & Polla, G. (2003). Trace elements content in size-classified volcanic ashes as determined by inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Microchemical Journal*, 75(2), 109–117. [https://doi.org/10.1016/S0026-265X\(03\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S0026-265X(03)00089-4)
- Sonke, J. E., Angot, H., Zhang, Y., Poulain, A., Björn, E., & Schartup, A. T. (2023). Global change effects on biogeochemical mercury cycling. *Ambio*, 52(5), 853–876. <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01855-y>
- Sosa-Ceballos, G., Macías, J. L., García-Tenorio, F., Layer, P., Schaaf, P., Solís-Pichardo, G., & Arce, J. L. (2015). El Ventorrillo, a paleostructure of Popocatepetl volcano: Insights from geochronology and geochemistry. *Bulletin of Volcanology*, 77(10), Article 91. <https://doi.org/10.1007/s00445-015-0975-2>
- Spearman, C. (1904). The proof and measurement of association between two things. *The American Journal of Psychology*, 15(1), 72–101. <https://doi.org/10.2307/1412159>
- Sprovieri, F., Pirrone, N., Ebinghaus, R., Kock, H., & Dommergue, A. (2010). A review of worldwide atmospheric mercury measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(17), 8245–8265. <https://doi.org/10.5194/acp-10-8245-2010>
- Stracquadanio, M., Dinelli, E., & Trombini, C. (2003). Role of volcanic dust in the atmospheric transport and deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons and mercury. *Journal of Environmental Monitoring*, 5(6), 984–988. <https://doi.org/10.1039/B308587B>
- Thermo Fisher Scientific. (2012). *iCAP Q ICP-MS brochure* [Folleto técnico]. https://apps.thermoscientific.com/media/SID/Trace%20Elemental/iCAP%20Q%20Brochure/files/med_br43095_e_icap%20q%20brochure02_12c.pdf
- Thomas, R. (2013). *Practical guide to ICP-MS: A tutorial for beginners* (3rd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b14923>
- Trejo, A. C. (2016). *Desarrollo de una metodología automática para la determinación de cadmio por ICP-MS en muestras orgánicas* [Tesis de maestría, Centro de Investigación en Materiales Avanzados]. <http://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1004/400>
- U.S. Department of Energy. (2004). *RAIS: Risk Assessment Information System*. <https://rais.ornl.gov/>
- U.S. Environmental Protection Agency. (1989). *Risk assessment guidance for Superfund: Volume I—Human health evaluation manual (Part A) (Interim final, EPA/540/1-89/002)*. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf

9. BIBLIOGRAFÍA

- U.S. Environmental Protection Agency. (2001a). *Reference dose for chronic oral exposure*. <https://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0076.htm>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2001b). *Risk assessment guidance for Superfund: Volume III, part A: Process for conducting probabilistic risk assessment (EPA 540-R-02-002)*. https://www7.nau.edu/itep/main/iteps/ORCA/6338_ORCA.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency. (2002). *Supplemental guidance for developing soil screening levels for Superfund sites*. <https://www.epa.gov/superfund/superfund-soil-screening-guidance>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007a). *Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils (SW-846, Revision 1)*. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2007b). *Method 7473: Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry (SW-846)*. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/epa-7473.pdf>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2011). *Exposure factors handbook: 2011 edition*.
- U.S. Environmental Protection Agency. (2023). *Información básica sobre el mercurio*. <https://espanol.epa.gov/espanol/informacion-basica-sobre-el-mercurio>
- United Nations Environment Programme. (2019). *Global mercury assessment 2018*. UN Environment Programme. <https://www.unep.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>
- United Nations Environment Programme, & Arctic Monitoring and Assessment Programme. (2019). *Technical background report to the global mercury assessment 2018*. <https://www.unep.org/globalmercurypartnership/resources/report/technical-background-report-global-mercury-assessment-2018>
- Van de Wiel, H. J. (2003). *Determination of elements by ICP-AES and ICP-MS (Horizontal Desk Study 19)*. Horizontal. https://horizontal.ecn.nl/docs/society/horizontal/hor_desk_19_icp.pdf
- Varekamp, J. C., & Buseck, P. R. (1986). *Global mercury flux from volcanic and geothermal sources. Applied Geochemistry, 1*(1), 65–73. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(86\)90038-7](https://doi.org/10.1016/0883-2927(86)90038-7)
- Wedepohl, K. H. (1995). *The composition of the continental crust. Geochimica et Cosmochimica Acta, 59*(7), 1217–1232. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00038-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2)
- Weinberg, J. (2010). *Introducción a la contaminación por mercurio para las ONG*. Red Internacional de Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (IPEN). https://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen_mercury_booklet-es.pdf
- Weissberg, B. G., & Rohde, A. G. (1978). *Mercury in some New Zealand geothermal discharges. New Zealand Journal of Science, 21*, 149–154.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Yang, Z., Fang, W., Lu, X., Sheng, G.-P., Graham, D. E., Liang, L., Wulschleger, S. D., & Gu, B. (2016). Warming increases methylmercury production in an Arctic soil. *Environmental Pollution*, 214, 504–509. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.069>
- Zhang, S., & Zhou, M. (2020). Comparison of DMA-80 and ICP-MS combined with closed-vessel microwave digestion for the determination of mercury in coal. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2020, Article 8867653. <https://doi.org/10.1155/2020/8867653>.