

La problemática del arsénico en Chile y las limitaciones de la norma de calidad del aire

María José Kaffman Barba
Yuri Carvajal Bañados
Antonio Pulgar Martínez¹

INTRODUCCIÓN

Tras cinco años de tramitación, se creó en Chile la primera norma de calidad ambiental dirigida a regular específicamente la concentración de arsénico en el aire.

Si bien con anterioridad, en 1994, el Ministerio de Salud había dictado una regulación para este contaminante (Ministerio de Salud, 1994a), esta fue derogada cuatro meses después de su entrada en vigencia, mediante el D.S. 1364/1994, con el objeto de adecuar su tramitación al nuevo marco jurídico ambiental, establecido tras la dictación de la Ley N° 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente. Se esperaba que la norma fuese dictada nuevamente bajo el nuevo marco general de regulación ambiental (Ministerio de Salud, 1994b). Pese a ello, durante más de treinta años esta nueva norma no volvió a ser discutida ni considerada en la gestión ambiental del país (Ramírez, 2019).

Desde entonces, las concentraciones de arsénico en el aire se habían estado regulando únicamente de manera indirecta, principalmente a través de la regulación de las emisiones generadas por las fundiciones de cobre, dada su relevancia como fuente emisora, así como mediante normas nacionales de emisión y calidad del aire para material particulado.

Si bien estos instrumentos contribuyeron a limitar parcialmente la concentración de arsénico en el aire, no existía hasta el año 2025 un estándar de calidad ambiental que estableciera de forma explícita un límite de concentración de arsénico atmosférico para la protección de la salud de la población. Ahora bien, como veremos a continuación, si bien esta nueva normativa representa un avance para la protección de la salud de las personas, existen hoy una serie de consideraciones y desafíos generales que plantea la presencia de arsénico en los distintos territorios, y que continúan sin ser atendidos.

1. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DEL ARSÉNICO EN CHILE

1.1 El arsénico y su presencia en el entorno

El arsénico es un metaloide² ampliamente estudiado debido a su alto nivel de toxicidad. Este elemento se encuentra distribuido en la naturaleza, en la corteza terrestre, lo que lo convierte en un problema de salud pública en diversas regiones del mundo. En el caso de Chile, la presencia natural de este elemento se concentra principalmente en el norte del país, donde forma parte de la composición geológica de las rocas, específicamente en la Cordillera de los Andes, en un territorio marcado por actividad volcánica y procesos hidrotermales (Bundschuh et al., 2008).

A partir de este origen geológico se deriva su presencia natural en distintos componentes ambientales, como el agua, el suelo y el aire. En el norte del país, su presencia en aguas subterráneas y superficiales se explica por la interacción natural entre el agua y las formaciones rocosas que contienen este elemento. Por otro lado, en el suelo la presencia natural del arsénico deriva principalmente por la actividad volcánicas, mientras que en el aire su presencia se explica por la deposición y resuspensión de material particulado,

* Artículo publicado en septiembre de 2026 en la página web de FIMA: <https://www.fima.cl/>

1 Integrantes ONG FIMA. Chile. Correspondencia a: kaffman@fima.cl y a pulgar@fima.cl

2 Un metaloide corresponde a un elemento que posee propiedades físicas y químicas intermedias entre los metales y los no metales.

el cual constituye el principal medio de transporte del arsénico en la atmósfera (Bundschuh et al, 2008).

Aún cuando el arsénico se encuentra de manera natural en el ambiente, en la actualidad su distribución y concentración se ha visto aumentada por la actividad humana en distintos lugares del país, especialmente por la extracción y fundición de minerales y el uso de combustibles fósiles (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007). De esta manera, a partir de diversos procesos industriales, el arsénico es emitido al aire, formando parte del material particulado. Una vez en la atmósfera, el arsénico puede ser inhalado o depositarse en el agua y el suelo, u otras superficies de contacto, incluido los cultivos, pudiendo incorporarse en los alimentos.

El arsénico puede presentarse en distintas formas químicas, tanto orgánicas como inorgánicas, siendo esta última considerablemente más tóxica, por lo que ha recibido mayor atención (Yang y Wang, 2024). Una vez que este metaloide ingresa al organismo, el arsénico inorgánico se metaboliza principalmente en el hígado y se elimina en gran parte a través de la orina en un período de días. No obstante, cuando la exposición es continua y prolongada, puede producir efectos crónicos al interferir en el funcionamiento de múltiples procesos celulares y afectar diversos órganos (Hughes, 2002).

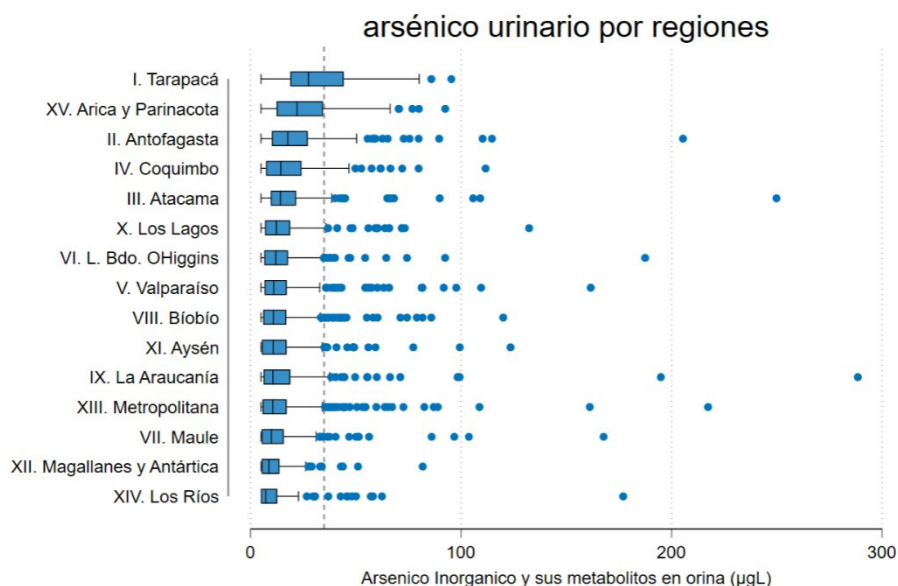
Entre las manifestaciones más características de

la exposición crónica al arsénico se encuentra la hiperqueratosis palmo-plantar, que se manifiesta como un engrosamiento anormal de la piel en las palmas de las manos y las plantas de los pies. La exposición a este contaminante también se ha asociado a una mayor frecuencia de enfermedades cardiovasculares (Cosselman et al., 2015) y a efectos adversos en la salud reproductiva de la población, incluyendo una mayor mortalidad fetal (Castro, 2015). El desarrollo de cáncer constituye el efecto más crítico, pudiendo comprometer la piel, los pulmones, la vejiga, el riñón, el hígado y la próstata (greenlab Dictuc, 2022).

1.2 Problemas ambientales del arsénico en Chile

La afectación por arsénico no es homogénea dentro del territorio nacional, ni fácil de dimensionar con precisión, siendo una de las principales limitantes la actualización de los registros epidemiológicos. Esta dificultad no permite capturar adecuadamente la dinámica real de exposición, ni establecer con exactitud cuántas personas están hoy afectadas por este contaminante y en qué magnitud. Los registros de cáncer existentes no poseen reportes actualizados sobre incidencia. La mortalidad como cifra es muy tardía, y su interpretación territorial supone, implícitamente patrones reducidos de movilidad de las personas, lo que puede generar sesgos en la atribución espacial del riesgo.

Figura 1: Concentraciones urinarias de arsénico inorgánico y sus metabolitos en las distintas regiones de Chile. Elaboración propia.



Mediciones de arsénico urinario incluidas en encuestas nacionales de salud (fig. 1)³ confirman que se trata de un problema característico de las zonas septentrionales. En este análisis, aunque los valores utilizados representan los valores de la muestra y no la inferencia poblacional, permiten evidenciar una alta variabilidad entre comunas de una misma región, así como la presencia de valores extremos en zonas australes, lo que sugiere la participación de fuentes antrópicas.

Un antecedente particularmente ilustrativo del riesgo persistente al que se encuentra expuesta la población en el norte de Chile tiene relación con la calidad del agua potable. Estudios realizados entre 2018 y 2019 en 65 localidades rurales de la Región de Arica y Parinacota, demuestran que un 36% de las muestras obtenidas no cumplen con la normativa vigente (Cáceres-Lillo et al., 2025). Este resultado revela que, especialmente en sistemas de abastecimiento rural y de menor escala, subsisten brechas significativas en el control de este contaminante.

Situación similar se vive en la Región de Antofagasta, donde la población estuvo expuesta durante décadas a concentraciones elevadas de arsénico en el agua potable (Ferreccio y Sancha, 2006). Esto, junto a la exposición a las emisiones atmosféricas provenientes de fundiciones mineras, ha resultado en una mayor incidencia de cáncer broncopulmonar, llegando a triplicar la media nacional en determinados periodos. En contraste con otros sectores del país, los pacientes analizados contaban con concentraciones significativamente mayores de arsénico total y presencia de especies inorgánicas en sus tejidos cardiovasculares, dando cuenta del impacto acumulativo generado por la exposición prolongada a este contaminante (Solar et al., 2012).

No obstante, la problemática del arsénico en Chile no se restringe a los problemas de potabilización del agua debido a su origen geológico en el norte del país. La actividad antrópica no sólo ha agravado esta problemática sino que la ha extendido dentro del territorio nacional, como lo evidencian conflictos ambientales históricamente relevantes como la contaminación por polimetales en la Región de Arica y Parinacota (Arriagada, 2012) y el Complejo Industrial Ventanas, en la Región de Valparaíso. En este último, las emisiones de material particulado emanados por el complejo industrial durante más de cinco décadas

han contribuido al continuo enriquecimiento de arsénico en los suelos de Quintero y Puchuncaví, donde las concentraciones triplican los datos observados fuera del área de influencia de la zona industrial (Poblete et al., 2015).

2. LA NORMA DE CALIDAD DE AIRE PARA ARSÉNICO EN CHILE: REVISANDO LA CONSTRUCCIÓN DEL INSTRUMENTO

2.1 Norma de calidad de aire para arsénico

Las normas primarias de calidad ambiental tienen como objetivo proteger la salud de la población humana dentro del territorio nacional. Específicamente, la norma primaria de calidad del aire para arsénico tiene como objetivo, según lo especifica la misma norma, proteger la salud de la población de los efectos crónicos causados por la exposición al arsénico presente en el aire.

Para definir una concentración de arsénico en el aire que sea aceptable para proteger la salud de la población, la norma se basa en los efectos carcinogénicos derivados de la inhalación prolongada a este contaminante. Para esto, la cuantificación del riesgo de cáncer se calculó considerando el indicador denominado Riesgo Unitario Inhalatorio (IUR) de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA), cuyo valor para arsénico corresponde a un IUR de $4,3 \times 10^{-6}$ por ng/m^3 . Este indicador estima la probabilidad de desarrollar cáncer derivado de una exposición continua por inhalación a una concentración de $1.000 \text{ ng}/\text{m}^3$ del contaminante.

Aplicando un riesgo aceptable de 1 persona afectada por cada 10.000 expuestas, el valor que deriva de usar este factor de riesgo comprende una concentración objetivo de $23,3 \text{ ng}/\text{m}^3$, siendo esta la concentración anual que finalmente es permitida en Chile, a partir del Decreto 9 del 10 de octubre del 2025.

En función de lo anterior, se aprecia que Chile cuenta, en términos comparativos, con un límite de concentración de arsénico en el aire que resulta ser casi 4 veces mayor que la recomendada por la Unión Europea ($6 \text{ ng}/\text{m}^3$) (Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea, 2004) y Nueva Zelanda ($5,5 \text{ ng}/\text{m}^3$) (Ministry for the Environment & Government of New Zealand, 2002). Esta amplia diferencia se explicaría principalmente por el nivel de riesgo que es considerado

3 Datos obtenidos de la Encuesta Nacional de Salud 2016-2017, del Ministerio de Salud. Departamento de Epidemiología. Disponible en: <https://epi.minsal.cl/resultados-encuestas/>

aceptable por cada país o jurisdicción. Mientras que Chile considera aceptable que 1 de cada 10.000 personas expuestas pueda verse afectada, Europa y Nueva Zelanda adoptan un criterio más estricto, aceptando solo 1 afectado por cada 100.000 personas (Ministry for the Environment & Government of New Zealand, 2002).

2.2 Efectividad de la norma para la realidad de los territorios contaminados

El análisis realizado durante la elaboración de la norma primaria para caracterizar la contaminación por arsénico en aire, evidencia una alta variabilidad en las concentraciones atmosféricas de arsénico entre distintos entornos monitoreados, incluyendo zonas urbanas, mineras, termoeléctricas, refinerías y fundiciones de cobre. En general, entre los entornos monitoreados, la revisión de antecedentes concluye que las menores concentraciones se observan en zonas urbanas y áreas asociadas a termoeléctricas, alcanzando una concentración media anual cercana a 0–1 ng/m³, mientras que en refinerías se registran concentraciones intermedias del orden de 3–4 ng/m³ y en entornos mineros valores cercanos a 10 ng/m³. Las concentraciones más elevadas se observan en áreas próximas a fundiciones de cobre, donde el arsénico presenta una mayor influencia sobre la calidad del aire, alcanzando una concentración media anual que supera los 60 ng/m³ (greenlab Dictuc, 2022).

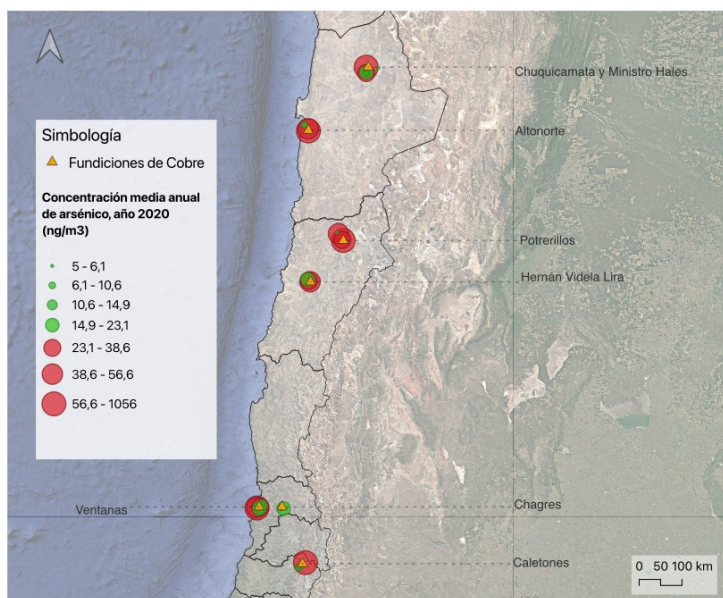
En Chile han operado históricamente siete fundiciones de cobre, distribuidas entre las regiones

de Antofagasta y O'Higgins: Chuquicamata y Altonorte (Región de Antofagasta), Potrerillos–El Salvador y Hernán Videla Lira/Paipote (Región de Atacama), Chagres y Ventanas (Región de Valparaíso), y Caletones (Región de O'Higgins). Actualmente, cinco de estas instalaciones permanecen operativas. Ventanas cesó sus operaciones en 2023 y Hernán Videla Lira se encuentra paralizada desde 2024 en el marco de su modernización.

La siguiente figura (fig. 2) presenta la ubicación de las fundiciones de cobre y sus respectivas estaciones de monitoreo de calidad del aire, junto con la concentración media anual de arsénico registrada durante el año 2020, calculada a partir de los datos disponibles para ese año. El tamaño de los símbolos representa la magnitud de la concentración observada, mientras que el color indica un cumplimiento referencial respecto del umbral definido en la norma de calidad ambiental: las estaciones en verde se encontrarían en cumplimiento, mientras que las estaciones en rojo registran concentraciones que superan los niveles que serían considerados aceptables para el resguardo de la salud de la población.

Las concentraciones registradas de arsénico en las inmediaciones de las fundiciones de cobre presentan variaciones asociadas a múltiples factores, entre ellos la tecnología empleada por las fundiciones, sus niveles de producción, las condiciones ambientales, la ubicación geográfica y la distancia respecto de la fuente emisora.

Figura 2: Concentración media anual de arsénico en el aire durante 2020 en localidades con presencia de fundiciones de cobre. Elaboración propia.



Entre los valores registrados, el valor más alto observado a nivel nacional se asocia a la estación Doña Inés, ubicada a menos de 300 metros de la fundición Potrerillos. Esta estación, emplazada dentro del complejo industrial, registra una concentración media anual de 1.056 ng/m^3 durante el año 2020, superando enormemente los valores recomendados. Concentraciones extremadamente elevadas también son registradas en el desierto, a 1 km de distancia de la fundición Altonorte, donde se registra una media anual de 107 ng/m^3 , y en las antigua ciudades mineras de Chuquicamata (fundición Chuquicamata y Ministro Hales) y Sewell (fundición Caletones), con valores medios de 72 y 67 ng/m^3 para el año 2020, respectivamente (greenlab Dictuc, 2022).

En territorios como la bahía de Quintero–Puchuncaví, las concentraciones de arsénico presentan una alta variabilidad espacial, dependiendo de la ubicación de las estaciones de monitoreo. Mientras algunos sectores registran valores cercanos a 10 ng/m^3 , compatibles con el cumplimiento de la norma, otros presentan concentraciones superiores a 20 ng/m^3 , próximas a niveles de latencia, e incluso sectores que exceden ampliamente el estándar, con valores sobre 50 ng/m^3 . Por su parte, en Catemu, comuna donde se emplaza la fundición Chagres, las concentraciones observadas se sitúan en torno a 10 ng/m^3 , por debajo del límite establecido por la norma primaria.

En este contexto, aun con lo permisivo de la normativa chilena en comparación con los estándares internacionales, los investigadores concluyen que el cumplimiento de la nueva norma a nivel nacional requerirá cambios significativos, particularmente en las fundiciones de cobre, mediante el fortalecimiento de sus tecnologías de abatimiento e incluso, en algunas casos, reducciones de los niveles de producción.

3. HACIA DÓNDE AVANZAR

Aunque la promulgación de esta nueva norma significaría una mejora para la calidad de aire, principalmente en los territorios donde existen actualmente fundiciones de cobre, se ha descrito que la principal vía de exposición al arsénico para la población general a nivel internacional es la ingesta (European Commission, 2000), lo que se puede dar a través de su presencia en el agua potable, alimentos contaminados y/o polvo. En ese contexto, la inhalación representa normalmente menos del 1% de la dosis total absorbida por el organismo, salvo bajo escenarios de exposición

ocupacional, donde los trabajadores pueden estar sometidos a concentraciones particularmente altas de arsénico en el aire (European Commission, 2000).

En Chile, estudios dan cuenta de un escenario similar. El estudio de Ferreccio y Sancha (2006), señala que las principales fuentes de exposición al arsénico en las zonas norte y centro del país corresponden al consumo de agua, mientras que en el resto del país los alimentos constituyen la principal vía de exposición. Por otro lado, en términos cuantitativos, la exposición al arsénico por inhalación representa la vía menos significativa entre las vías evaluadas (Ferreccio & Sancha, 2006).

Si bien la inhalación representa la ruta menos significativa de exposición al arsénico, su presencia en el aire favorece su deposición en el suelo y el agua, y por tanto, la exposición por otras vías, aumentando el riesgo de diversos efectos crónicos, incluidos trastornos neurológicos en la infancia, disfunciones inmunológicas, afecciones gastrointestinales, hepáticas y renales, así como un mayor riesgo de ciertos cánceres digestivos y sistémicos (López et al., 2025). La evidencia disponible muestra que estas dinámicas de transferencia son particularmente relevantes en zonas influenciadas por actividades industriales o mineras (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007).

Tal es el caso de las comunas de Puchuncaví y Quintero, donde se ha demostrado que el arsénico presente en el aire no permanece únicamente en la atmósfera, sino que termina incorporándose progresivamente en suelos, polvo doméstico, cultivos e incluso sedimentos marinos, generando nuevas vías de exposición para la población.

Es así como estudios en la zona dan cuenta de la presencia de suelos contaminados por deposición atmosférica de metales y otros elementos químicos potencialmente contaminantes provenientes del Complejo Industrial Ventanas (Tapia-Gatica et al., 2020). Las concentraciones de arsénico en los suelos estudiados fueron mayores en las inmediaciones del Complejo Industrial y en la dirección de los vientos predominantes, es decir, al este del complejo. Esto se traduce en la presencia de sectores, dentro del área de estudio, donde los riesgos de cáncer superan los niveles que normalmente se consideran aceptables para la población infantil.

Otros estudios en el área, han evaluado la exposición a elementos traza presentes tanto en el suelo como en el polvo doméstico al interior de las viviendas. Los resultados indican que el polvo doméstico puede ser una vía importante de

exposición, debido a las altas concentraciones de elementos químicos potencialmente contaminantes y al largo tiempo que las personas pasan dentro de sus hogares. En estos estudios, los riesgos asociados a la exposición a arsénico superaron los niveles considerados aceptables para niños pequeños en todas las áreas evaluadas (Berasaluce et al., 2019).

La presencia de arsénico también ha sido detectada en cultivos producidos en las cercanías de la fundición Ventanas. Experimentos con hortalizas (lechuga, acelga y col) y tubérculos (patata, zanahoria y remolacha) cultivados en la zona, mostraron concentraciones elevadas de este elemento. Aunque los niveles estimados de exposición a través del consumo no superaron los umbrales de riesgo establecidos para efectos no cancerígenos, sí indican una contribución relevante a la exposición total, especialmente en niños pequeños (Lizardi et al., 2020).

Finalmente, investigaciones en la Bahía de Quintero han identificado concentraciones elevadas de arsénico y otros metales en sedimentos marinos dentro del área de influencia del complejo industrial. Estos resultados son consistentes con lo observado en otras áreas del mundo afectadas por actividades industriales, y sugieren que las emisiones históricas de la fundición y otras instalaciones del complejo industrial han contribuido a la acumulación de estos contaminantes en los ecosistemas marinos (Parra et al., 2015).

La fundición Ventanas dejó de operar el 31 de mayo del 2023, por lo que se asume una importante reducción de las concentraciones de arsénico en el aire en los últimos años. Sin embargo, el arsénico acumulado permanecerá en el territorio interactuando con las personas y los diferentes componentes.

En definitiva, la presencia de arsénico en el aire no solo representa un riesgo directo para la salud humana por inhalación, sino también un riesgo indirecto asociado a su deposición atmosférica y posterior acumulación en suelos, agua y alimentos. Estas dinámicas amplían las vías de exposición y el espectro de efectos sanitarios posibles, afectando de manera desproporcionada a grupos vulnerables y a las comunidades que habitan en las cercanías de fuentes emisoras, como fundiciones de cobre y termoeléctricas.

En este contexto, limitar la regulación del arsénico al control de la calidad del aire resulta insuficiente para abordar integralmente el riesgo acumulado derivado de la actividad industrial en los territorios. Se requiere avanzar en instrumentos que permitan intervenir las matrices enriquecidas

con arsénico por décadas de deposición atmosférica. En particular, la ausencia de una norma de calidad ambiental para suelos constituye una brecha regulatoria que debe abordarse, junto con el fortalecimiento del cumplimiento y fiscalización de los estándares sanitarios aplicables a alimentos y agua potable. Solo así será posible responder efectivamente a los riesgos que persisten en los territorios que han sido históricamente vulnerados.

REFERENCIAS

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007). *Toxicological profile for arsenic*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://doi.org/10.15620/cdc:11481>
- Arriagada, E. (2012). El conflicto de polimetales en Arica: Movilización social, desarticulación local e intervención centralizada. En G. Delamaza, N. Cunill, & A. Joignant (Eds.), *Nueva agenda de descentralización en Chile* (pp. 459–485). RIL Editores.
- Berasaluce, M., Mondaca, P., Schuhmacher, M., Bravo, M., Sauvé, S., Navarro-Villarroel, C., Dovletyarova, E. A., & Neaman, A. (2019). Soil and indoor dust as environmental media of human exposure to As, Cd, Cu, and Pb near a copper smelter in central Chile. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 54, 156–162. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.04.006>
- Bundschuh, J., Pérez-Carrera, A., & Litter, M. (Eds.). (2008). *Distribución del arsénico en las regiones ibérica e iberoamericana*. CYTED.
- Bundschuh, J., Nicolli, H. B., & Blanco, M. D. C. (2008). *Distribución de arsénico en la región sudamericana*. En J. Bundschuh, A. Pérez-Carrera, & M. Litter (Eds.), *Distribución del arsénico en las regiones ibérica e iberoamericana* (pp. 137–185). CYTED.
- Cáceres-Lillo, D., Alvarado-Orellana, S., Albornoz-Hernández, J., Coloma-Ramírez, L., & Inzunza-Carrasco, S. (2025). Evaluación de riesgo en salud por exposición a arsénico en agua en localidades rurales de la Región de Arica y Parinacota, Chile. *Revista Chilena de Salud Pública*, 29, e74458. <https://doi.org/10.5354/0719-5281.2025.74458>
- Castro, D. W. E. (2015). Nivel alto del arsénico y su repercusión en la salud. *Ciencia & Desarrollo*, (19), 89–92. <https://doi.org/10.33326/26176033.2015.19.496>

- Cosselman, K. E., Navas-Acien, A., & Kaufman, J. D. (2015). Environmental factors in cardiovascular disease. *Nature Reviews Cardiology*, 12(11), 627–642. <https://doi.org/10.1038/nrcardio.2015.152>
- European Commission. (2000). *Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds*.
- Ferreccio, C., & Sancha, A. M. (2006). Arsenic exposure and its impact on health in Chile. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 24(2), 164–175. <http://www.jstor.org/stable/23499354>
- Greenlab Dictuc. (2022). *Antecedentes para la elaboración de una Norma Primaria de Calidad del Aire para Arsénico y revisión de la Norma de Emisión para Fundiciones de Cobre y Fuentes Emisoras de Arsénico* (Informe N.º 1579582; ID de licitación 608897-23-LP21). Subsecretaría del Medio Ambiente. <http://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2022/proyectos/220617-NOR-MAAS-informefinal-NC.pdf>
- Hughes, M. F. (2002). Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicology Letters*, 133, 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00084-X](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00084-X)
- Hwang, Y. H., Bornschein, R. L., Grote, J., Menrath, W., & Roda, S. (1997). Environmental arsenic exposure of children around a former copper smelter site. *Environmental Research*, 72, 72–81. <https://doi.org/10.1006/enrs.1996.3691>
- Ministerio de Salud. (1994a). Decreto N° 477/1994. Establece norma primaria de calidad del aire para arsénico. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?Idnorma=13672>
- Ministerio de Salud. (1994b). Decreto N° 1364. Deroga decreto N°477. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile <https://www.leychile.cl/Navegar?Idnorma=17636>
- Ministry for the Environment & Government of New Zealand. (2002). *Ambient air quality guidelines*. <https://environment.govt.nz/assets/Publications/Files/ambient-guide-may02.pdf>
- Lizardi, N., Aguilar, M., Bravo, M., Fedorova, T. A., & Neaman, A. (2020). Human health risk assessment from the consumption of vegetables grown near a copper smelter in central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20(3), 1472–1479. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00226-w>
- López, C., Rubilar, P., Muñoz, M. P., Hirmas-Adaury, M., & Iglesias, V. (2025). Arsenic exposure and neurodevelopmental disorders in children: A cross-sectional study. *Annals of Global Health*, 91, 90. <https://doi.org/10.5334/aogh.4874>
- Parra, S., Bravo, M. A., Quiroz, W., Querol, X., & Paipa, C. (2015). Distribution and pollution assessment of trace elements in marine sediments in the Quintero Bay (Chile). *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 256–263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.066>
- Poblete, N., Macari, O., & Rodríguez, C. (2015). Enriquecimiento y distribución espacial de arsénico en los suelos de las comunas de Quintero y Puchuncaví. En *XIV Congreso Geológico Chileno* (pp. 288–291).
- Solar, C., Pizarro, I., & Román, D. (2012). Presencia de altos niveles de arsénico en tejidos cardiovasculares de pacientes de áreas contaminadas en Chile. *Revista Chilena de Cardiología*, 31, 41–47. <https://doi.org/10.4067/S0718-85602012000100006>
- Ramírez, H. (2019). El Ministerio de Salud y la inexistencia de una norma de calidad primaria de arsénico respirable en Chile. *Cuadernos Médico Sociales*, 59(2), 61–66. <https://cuadernosms.cl/index.php/cms/article/view/207>
- Ruiz-Ramos, R., Calderón-Garcidueñas, A., López-Amador, N., Melo-Santiesteban, G., & Waliszewski-Kubiak, S. (2014). Exposición a arsénico y patologías asociadas. *Revista Mexicana de Medicina Forense y Patología*, 1, 14–23.
- Tapia-Gatica, J., González-Miranda, I., Salgado, E., Bravo, M. A., Tessini, C., Dovletyarova, E. A., Paltseva, A. A., & Neaman, A. (2020). Advanced determination of the spatial gradient of human health risk and ecological risk from exposure to As, Cu, Pb, and Zn in soils near the Ventanas Industrial Complex (Puchuncaví, Chile). *Environmental Pollution*, 258, 113488. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113488>
- Yang, Y., Li, Y., Li, R., & Wang, Z. (2024). Research progress on arsenic, arsenic-containing medicinal materials, and arsenic-containing preparations: Clinical application, pharmacological effects, and toxicity. *Frontiers in Pharmacology*, 15, 1338725. <https://doi.org/10.3389/fphar.2024.1338725>