

CARACTERIZACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES POTENCIALMENTE PELIGROSOS EN DEPÓSITOS DE RELAVES EN LA REGIÓN DE ATACAMA, SU POTENCIAL RIESGO AMBIENTAL, EVALUACIÓN DE RIESGO HUMANO Y ZONAS PRIORITARIAS.

*O. Gómez Caro*¹ *P. Tume*² *R. King St-Onge*³

RESUMEN: La Región de Atacama es una de las regiones con más depósitos de relaves en Chile, con 144 depósitos catastrados. Los objetivos de este trabajo son analizar el riesgo ecológico y el riesgo para la salud humana de los depósitos de relaves de la Región de Atacama y poder identificar las zonas prioritarias. Se realizó un análisis estadístico univariado y multivariado de los elementos As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, V, Zn, presentes en los depósitos de relaves con el fin de reconocer el comportamiento de dichos elementos en los distintos depósitos. También se calcularon los índices ecológicos I_{geo} , C_f , y el IPI, para ver su potencial contaminación ambiental. Además, se realizó una evaluación del riesgo humano, tanto cancerígeno como no cancerígeno, para analizar la peligrosidad para con las personas. Finalmente se ubicaron las zonas prioritarias donde se deben centrar los estudios y medidas de mitigación en el corto plazo. Los niveles de concentración llegaron a ser extremadamente altos en muchos depósitos. Los índices ecológicos demostraron un gran número de depósitos con una contaminación de alta a extremadamente alta. Los riesgos humanos para cancerígeno y no cancerígeno son extremadamente altos, siendo los niños los más afectados. Se encontraron 5 grandes zonas prioritarias, siendo la más grande la zona de Copiapó. Es una necesidad urgente el análisis más profundo y detallado de todos los depósitos, pero principalmente los que están dentro de las zonas prioritarias, por las personas que se encuentran expuestas a estos. Medidas como la reubicación o fitorremediación se hacen necesarias en estas zonas, y una nueva extracción de minerales con interés económico desde los depósitos ricos en estos ayudaría para los depósitos más apartados.

PALABRAS CLAVES: Relave; Contaminación; Mitigación.

ABSTRACT: The Atacama Region is one of the regions with the most tailings deposits in Chile, with 144 documented deposits. The objectives of this work are to analyze the ecological risk and the risk to human health of the tailings deposits in the Atacama Region and to identify priority areas. A univariate and multivariate statistical analysis of the elements As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, V, Zn, present in the tailings deposits was carried out in order to recognize the behavior of these elements in the different tailing deposits. The ecological indices I_{geo} , C_f , and IPI were also calculated to study their potential environmental pollution. In addition, a human risk assessment was performed, both carcinogenic and non-carcinogenic, to analyze the danger to people. Finally, the priority areas where mitigation studies and measures should be focused in the short term were located. Concentration levels are extremely high in many deposits. Ecological indices indicate a large number of deposits with high to extremely high pollution levels. The human risks for carcinogenic and non-carcinogenic are extremely high, being the children the most affected. Five major priority areas were found, the largest being the Copiapó area. A more in-depth and detailed analysis of all the deposits, but mainly those within the priority areas, were people are exposed is an urgent need. Measures such as relocation or phytoremediation are necessary in these areas, and a new extraction of minerals with economic interest from the deposits rich in these would help for the most remote deposits.

KEYWORDS: Tailings; Contamination; Mitigation

¹ Oscar Gómez, Carrera de Ingeniería Civil Geológica, Universidad Católica de la Santísima Concepción, CHILE, ogomez@ing.ucsc.cl

² Pedro Tume, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad Católica de la Santísima Concepción, CHILE, ptume@ucsc.cl

³ Robert King, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad Católica de la Santísima Concepción, CHILE, rking@ucsc.cl

1. INTRODUCCIÓN

La minería es una de las actividades económicas más importantes a nivel mundial. Se centra esencialmente en la explotación, procesamiento y comercialización de minerales metálicos, no metálicos o rocas y minerales industriales. En Chile también es una actividad económica de gran importancia. El desarrollo exponencial que ha experimentado la minería en nuestro país ha permitido contribuir significativamente en el crecimiento y desarrollo de la economía nacional, creando empleos y permitiendo disminuir los niveles de pobreza. Actualmente aporta un 12,5% del PIB nacional, se adjudica el 60% de las exportaciones y el 20% de los ingresos fiscales (SERNAGEOMIN, 2021).

A pesar de que la minería ha generado “importantes beneficios económicos” para el país, también ha producido diversos impactos sociales y ambientales. La larga historia de producción minera ha ido generando gran cantidad de residuos, afectando principalmente a comunidades cercanas a los lugares donde existen o han existido faenas mineras (Yurisch, 2016). Si bien, con la promulgación de la Ley N° 20.511 sobre Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras en el año 2011, este problema ha sido mejorado, en teoría, es sólo en aquellas minas en operación, y lamentablemente aún existen faenas que su actividad cesó con anterioridad a la promulgación de esta normativa y no han tenido un cierre adecuado, donde se incluyen los riesgosos casos de los depósitos de relaves abandonados (Ministerio de Minería, 2019).

En nuestro país hay 742 depósitos de relaves, al menos los que se han catastrado, distribuidos en 10 de las 16 regiones del país. De estos depósitos hay 2 en construcción, 104 en operación, 463 inactivos y 173 que están abandonados. (Ministerio de Minería, 2019).

Debemos tener en cuenta que la minería ha existido y se ha ido desarrollando durante toda la historia de nuestro país, por lo cual, existen relaves muy antiguos, no sujetos a normas del Estado, y cuya localización y composición no son conocidos, y por lo tanto, no han sido catastrados aún. Lo preocupante de esto, es que en varios casos, estos depósitos antiguos constituyen evidencia de aquello que no se debió hacer, por ejemplo, depositar los relaves en ríos para ser expulsados en la costa, generando efectos irreparables sobre la biota marina y submarina del lugar.

Junto con el gran crecimiento que ha tenido la actividad minera, que desencadena en un aumento significativo de sus desechos o relaves, a esto se le suma la constante baja en la ley de los minerales, lo que provoca un aumento en la cantidad de roca a procesar para lograr igual producción, y por consiguiente, desencadena también en un aumento en la generación de relaves (Ministerio de Minería, 2019)

Los desechos mineros a menudo contienen altas concentraciones de elementos tóxicos, cuya movilidad y dispersión pueden representar un peligro ambiental para los suelos, el agua, los ecosistemas y las personas (Arranz-González, 2016).

La mayor parte de estos depósitos se encuentran en las regiones de Atacama y Coquimbo, representando el 74% del total (Ministerio de Minería, 2019). Debido a esto, es que nos centraremos en el estudio de los depósitos de relaves en la Región de Atacama, para analizar la peligrosidad de estos.

Los objetivos de este trabajo son: analizar el riesgo ecológico y el riesgo para la salud humana de los depósitos de relaves catastrados en la Región de Atacama e identificar las zonas prioritarias.

Se realizará un análisis de los elementos As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, V, Zn, con datos proporcionados por el SERNAGEOMIN (Servicio Nacional de Geología y Minería) para caracterizar y reconocer el comportamiento de dichos elementos en los depósitos de relaves de la Región de Atacama. Sabiendo también la importancia ambiental de estos depósitos, analizaremos la peligrosidad ambiental de cada punto de muestreo proporcionado de los depósitos, para conocer el nivel de contaminación de estos. En consiguiente con lo anterior, algo de importancia mayor es el riesgo a la salud humana que pueden tener estos depósitos de relaves, ya que los elementos a analizar son considerados prioritarios (USEPA 2014), es decir, pueden afectar la salud de las personas si se exponen en demasía a ellos (Kim et al., 2015; Barraza et al., 2018; Tshala-Katumbay et al., 2015). Para esto se realizará una evaluación de riesgo humano tanto para riesgo cancerígeno y no cancerígeno. Además, debido a la posible peligrosidad de estos depósitos, se hace necesario ubicar si existen zonas pobladas en zonas cercanas a estos, para tener en consideración dichos sitios con especial atención para futuros estudios y aplicar medidas de mitigación en caso de ser necesarias.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Área de estudio

La Región de Atacama está situada en el Norte de Chile, entre $25^{\circ}17'$ y $29^{\circ}11'$ de latitud sur y desde $68^{\circ}17'$ de longitud oeste, hasta el Océano Pacífico (Figura 1). Tiene una superficie de 75176,2 kilómetros cuadrados (Biblioteca del Congreso Nacional, 2021).

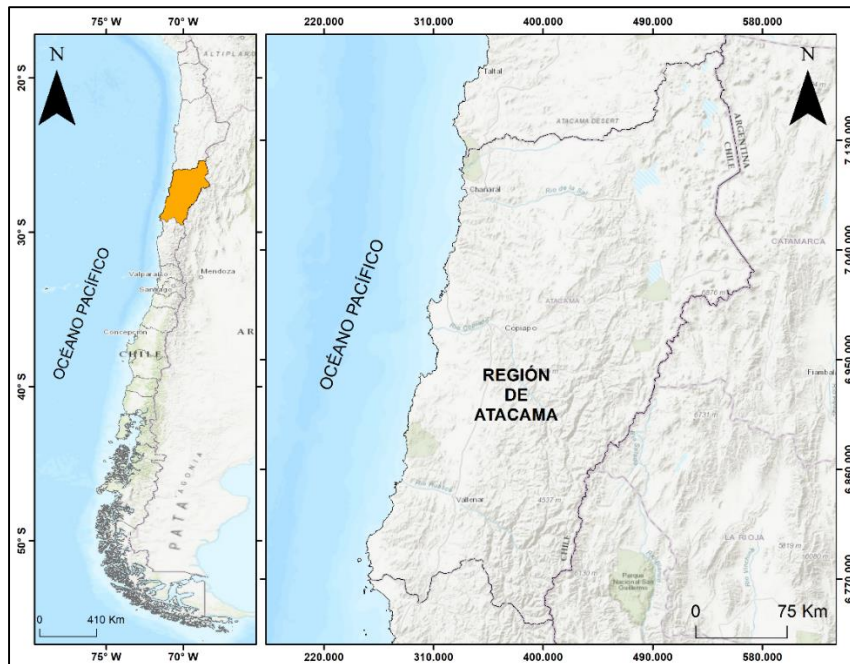


Figura 1: Ubicación Región de Atacama.

2.2 Marco climático

La Región de Atacama está ubicada entre la zona hiper-árida de la Región de Antofagasta y la zona mediterránea semiárida de la Región de Coquimbo. La zona se sitúa latitudinalmente en una zona de anticiclones subtropicales (Strahler & Strahler, 1986; Aguado & Burt, 2004). Actualmente la Región de Atacama tiene un clima semiárido con reducidas precipitaciones anuales (Arévalo & Welker, 2008), y que por lo general no superan los 100 mm por año (Squeo, 2008)

En la región las precipitaciones son escasas, concentrándose principalmente en los meses de invierno. La distribución de las escasas precipitaciones va a depender de la altitud y distancia a la costa. (Arévalo & Welker, 2008)

La aridez de la zona es debido principalmente a influencia del Anticiclón Subtropical del Pacífico Sur que actúa bloqueando la llegada de frentes climáticos a la zona, acentuándose además por la presencia de la Cordillera de los Andes, que produce un efecto de sombra de lluvias que impide una penetración mayor de lluvias provenientes del Amazonas, la corriente fría de Humboldt y el efecto de surgencia de las aguas profundas, que disminuyen la capacidad de evaporación de aguas del océano Pacífico a la atmósfera (Squeo, 2008).

2.3 Marco Geomorfológico y Metalogénico

La Región de Atacama no presenta las unidades geomorfológicas tradicionales de Chile, por el contrario, la región posee un relieve muy irregular y accidentado, en donde destaca la predominancia de la alternancia de los valles en sentido transversal con interfluvios montañosos que son denominados como Serranías (Biblioteca del Congreso Nacional, 2021). De hecho, la clásica distribución fisiográfica tripartita del territorio nacional: Cordillera de la Costa – Depresión Intermedia– Cordillera de los Andes, recién se reestablece con claridad más allá del río Copiapó (Börgel, 1983). Además, el sector norte de la región se caracteriza por la continuación hacia el sur de la Cordillera de Domeyko o Precordillera de Domeyko que posee alturas medias entre de 3000 y 4500 metros (Figura 2) (Biblioteca del Congreso Nacional, 2021).

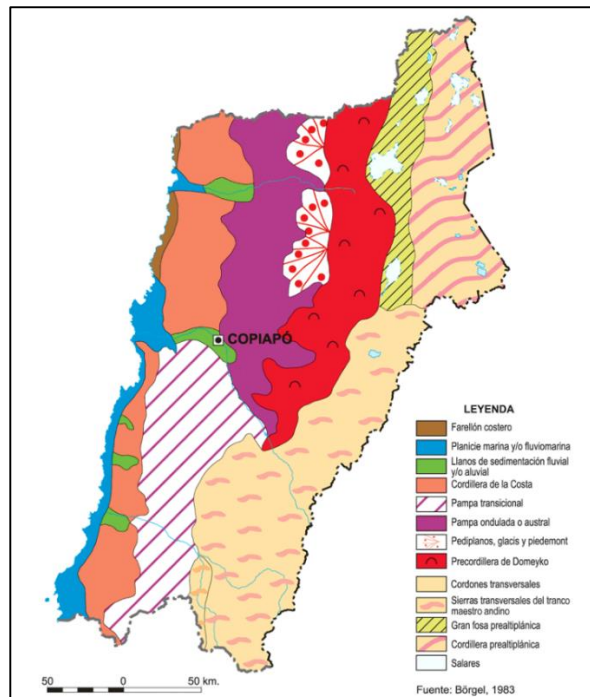


Figura 2: Mapa geomorfológico de la Región de Atacama. Instituto Geográfico Militar. Börgel, 1983.

El principal factor que explica la evolución geológica y metalogénica de la Región de Atacama es el sistema de subducción que ha estado operando en esta parte de los Andes desde el Jurásico, aproximadamente hace 200 millones de años (Mpodozis, 1989; Davidson, 1991). Este mecanismo originó los distintos tipos de rocas intrusivas y volcánicas, generando una serie de arcos magmáticos de orientación Norte-Sur que decrecen en edad hacia el Este, y los yacimientos metalíferos asociados a estos que también decrecen en edad hacia el Este (Farrar, 1970).

La distribución de los yacimientos metalíferos en la Región de Atacama está organizada en tres franjas o provincias metalogénicas (Figura 3), todas de orientación Norte-Sur, caracterizada cada una por una asociación particular de yacimientos y sus respectivas edades (Vivallo, 2008; Zentilli, 1974).

La Provincia Metalogénica de la Cordillera de la Costa (PMCC) ocupa el sector occidental de la región (Figura 3) y está constituida por rocas ígneas y sedimentarias del Mesozoico y metamórficas del Paleozoico (Zentilli, 1974). Esta provincia metalogénica concentra casi la totalidad de los yacimientos de hierro (Cerro Negro Norte, Cerro Imán, Los Colorados, Boquerón Chañar, El Algarrobo) y los óxidos de hierro-cobre-oro conocidos en la región (Mantoverde, Candelaria) (Vivallo, 2008).

La Provincia Metalogénica de la Cordillera de Domeyko (PMCD) ocupa la parte central de la región (Figura 3) y está constituida por rocas volcánicas, intrusivas y sedimentarias, de edades entre el Paleozoico y el Eoceno (Zentilli, 1974). Esta provincia metalogénica es la que mayor variedad de tipos de yacimientos

metalíferos tiene, y además contiene los pórfidos cupríferos de mayor tamaño e importancia económica (El Salvador, Potrerillos, Caserones, Relincho) (Vivallo, 2008).

La Provincia Metalogénica de la Cordillera de los Andes o Cordillera Principal (PMCA) ocupa la parte oriental de la región (Figura 3) y está constituida mayoritariamente por rocas volcánicas y sedimentarias que van desde el Oligoceno Superior al reciente (Zentilli, 1974). Esta provincia se caracteriza por la abundancia de yacimientos epitermales (Esperanza, La Coipa, Pascua-Lama) de metales preciosos y pórfidos auríferos (Refugio, Cerro Casale, Marte, Lobos) (Vivallo, 2008).

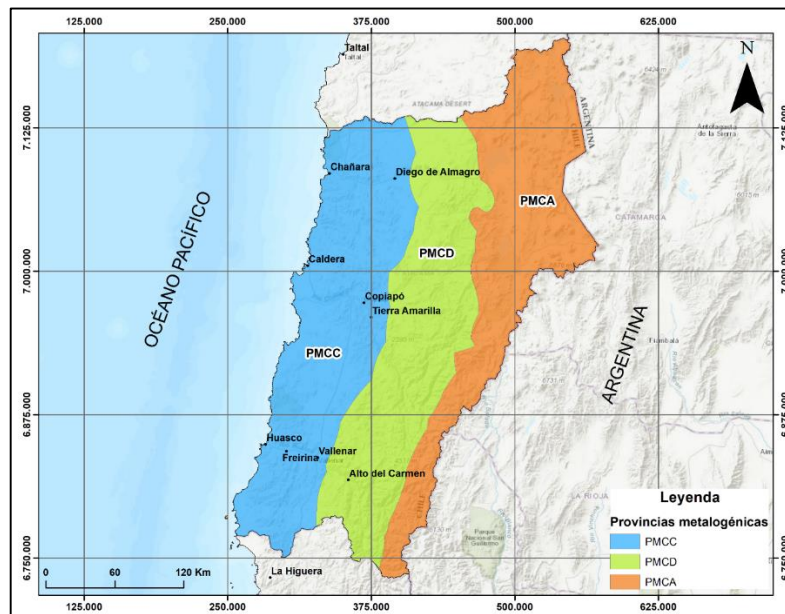


Figura 3: Mapa Metalogénico de la Región de Atacama.

3. METODOLOGÍA

3.1 Base de datos

La base de datos que se utilizó para este trabajo fue extraída desde la página web del Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN). La Oficina de Depósitos de Relave de la Subdirección Nacional de Minería generó, publicó y actualizó esta base de datos en desarrollo como parte del **Programa de Caracterización Geoquímica de Depósitos de Relaves** en Chile desde el año 2017. La información fuente es obtenida de las muestras tomadas por profesionales de la Oficina desde el año 2015. Los resultados corresponden a muestras de superficie de cubetas, muros y sedimentos pendiente abajo de los depósitos. La base de datos corresponde al total nacional analizado, con 2186 muestras correspondientes a 642 depósitos de relaves, de un total de 740 depósitos catastrados, más 2 en construcción.

De esta base de datos se seleccionaron datos de interés para este estudio, en la Región de Atacama. Teniendo una base de datos final de 457 muestras correspondientes a 144 depósitos de relaves en la región (Figura 4). De estos 144 depósitos, 32 están en estado Activo, 102 en estado Inactivo y 10 en estado de Abandono. Cabe señalar además que son depósitos para 87 faenas distintas, es decir, hay faenas que depositan sus residuos o relaves en más de un depósito.

Algo importante y preocupante a destacar es que en nueve de estos depósitos no se pudo dar con el nombre de su dueño o empresa asociada, quedando ese dato de origen como desconocido.

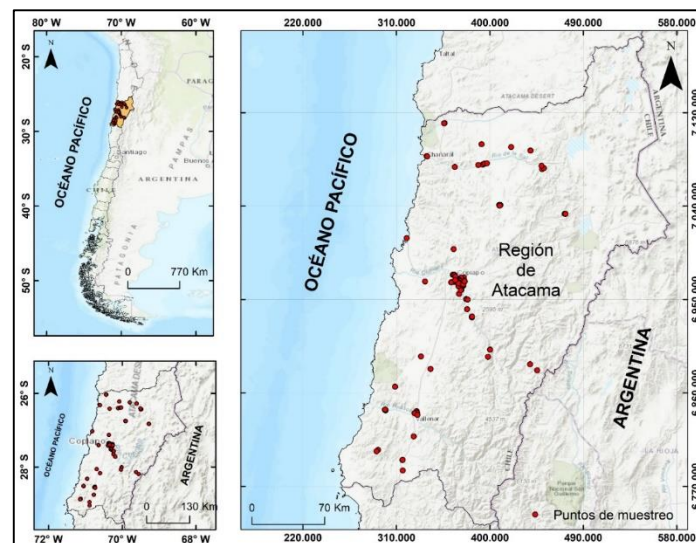


Figura 4: Ubicación de los depósitos de relaves analizados.

3.2 Determinación de concentraciones

Los elementos que se seleccionaron para realizar este estudio, están dentro de los contaminantes prioritarios de la USEPA (United States Environmental Protection Agency) (USEPA 2014), y son: As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, V, Zn.

Se realizó con el método de fluorescencia de rayos x (FRX), utilizando Espectrómetros de Fluorescencia de Rayos X, de longitud de onda dispersiva, marca PANalytical, modelos AXIOS ADVANCED y AXIOS MAX ADVANCED.

Para la determinación de las concentraciones del elemento Hg se utilizó el método de fluorescencia atómica, utilizando el equipo analizador de Hg MERCUR, marca Analytikjena, modelo Mercur Duo Plus.

Estos análisis fueron realizados en el departamento de laboratorio del Servicio Nacional de Geología y Minería.

La determinación de las concentraciones de los elementos, así como los métodos utilizados y el lugar, fueron solicitados a través de la ley de transparencia del Estado, y fueron entregados por la Unidad de Transparencia del SERNAGEOMIN.

3.3 Análisis de los datos

Se realizaron análisis estadísticos descriptivos sobre los datos de concentración de los elementos de interés en los depósitos de relave. A las muestras por debajo del límite de detección (LD) se les asignó un valor de $\frac{1}{2}$ LD. Con esto se permitió estudiar la información para cada una de las variables o elementos, estimando sus estadísticos descriptivos tales como la media, la mediana, la desviación estándar, el máximo, el mínimo, coeficiente de variación, sesgo, percentiles, y coeficiente de variación robusto. Se utilizó el software informático RStudio para realizar este análisis.

También se realizó un análisis estadístico multivariado, como el cálculo del coeficiente de correlación de Spearman, el análisis de componentes principales (ACP), y el análisis de conglomerados, con el fin de encontrar relaciones entre los datos, tanto de variabilidad, como de fuentes de origen. Este análisis se realizó con el software IBM SPSS Statistics.

3.4 Análisis de Potencial Riesgo Ambiental

En estudios de suelos, comúnmente se utilizan distintos indicadores de calidad ambiental para evaluar la potencial contaminación de estos (Rodríguez-Seijo et al., 2015). En este caso, aunque no son suelos sino depósitos de relaves, se ocuparon estos indicadores de calidad ambiental, ya que lo que se busca analizar son los niveles de concentración de estos elementos potencialmente tóxicos, en los depósitos de relaves, en

comparación a los niveles de concentración normal en el ambiente o suelos alrededor, y cuán peligrosos puede llegar a ser si vidas humanas están expuestas a estos.

Los niveles de contaminación por elementos potencialmente tóxicos en los depósitos de relaves de la Región de Atacama se evaluaron utilizando el índice de geoacumulación (I_{geo}), el factor de contaminación (C_f), el grado de contaminación (C_{deg}), y el índice de contaminación (I_c). Estos índices ecológicos son ampliamente aceptados y se han utilizado durante décadas para evaluar el grado de contaminación (Ağca y Özdel, 2014; Fu et al., 2009; Hakanson, 1980 ; Kowalska et al., 2018; Muller, 1969; Sutherland et al., 2000).

El índice de geoacumulación se calcula mediante la Ecuación 1:

$$I_{geo} = \log_2(C_i/1.5C_b) \quad (1)$$

Donde: C_i es el contenido medido del elemento en el depósito de relaves, y C_b es el valor de fondo estimado de ese elemento en el suelo.

El I_{geo} para un elemento en particular se clasifica como: no contaminado ($I_{geo} \leq 0$); ligeramente contaminado ($0 < I_{geo} \leq 1$); moderadamente contaminado ($1 < I_{geo} \leq 2$); moderadamente a muy contaminado ($2 < I_{geo} \leq 3$); muy contaminado ($3 < I_{geo} \leq 4$); fuertemente a extremadamente contaminado ($4 < I_{geo} \leq 5$); extremadamente contaminada ($I_{geo} > 5$) (Müller, 1969; Sutherland et al., 2000).

El factor de contaminación (C_f) se calcula mediante la Ecuación 2:

$$C_f = C_i / C_b \quad (2)$$

Donde: C_i es la concentración del elemento examinado en el depósito de relaves y C_b es el contenido de valores de fondo.

Las categorías para el C_f es de la siguiente manera: contaminación baja ($C_f < 1$), contaminación moderada ($1 < C_f < 3$), contaminación considerable ($3 < C_f < 6$) y factor de contaminación muy alto ($C_f > 6$) (Fu et al., 2009; Hakanson, 1980).

Otro método utilizado para la determinación de la contaminación por elementos potencialmente peligrosos es el índice de polución integrado (IPI) o simplemente índice de contaminación (I_c), y se define como el promedio de los factores de contaminación calculados para cada uno. Se calcula mediante la Ecuación 3.

$$IPI = \sum C_f / n \quad (3)$$

Los valores calculados de IPI se dividen en cuatro categorías: nivel de contaminación bajo ($IPI < 1$), nivel de contaminación moderado ($1 < IPI < 2$), nivel de contaminación alto ($2 < IPI < 5$) e índice de contaminación extremadamente alto ($IPI > 5$) (Tume et al., 2018) (Arranz-González, 2016).

3.5 Evaluación de Riesgos para la Salud Humana

La evaluación de riesgos consiste en el proceso de caracterización de la magnitud, frecuencia y duración de la exposición a una o más sustancias químicas presentes en un emplazamiento, así como la población expuesta y la toxicidad de los contaminantes (Izquierdo 2018). Esta evaluación es una herramienta para determinar la probabilidad de riesgo no cancerígeno y cancerígeno que se produce en las personas después de la exposición a sustancias químicas, tomando en consideración sus diferencias conductuales y fisiológicas (USEPA 1997).

La metodología utilizada para el cálculo del riesgo de exposición considera que el individuo está expuesto a metales por medio de tres vías principales: ingestión oral de tierra y polvo, inhalación de aire, y contacto dérmico (USEPA 1997). Esta evaluación conecta los niveles de contaminantes en un sitio con una probabilidad de efectos tóxicos para una población humana. El cociente de riesgo (HQ) y el riesgo de cáncer (SF) se utilizarán para caracterizar cuantitativamente los riesgos no cancerígenos y cancerígenos respectivamente.

La dosis diaria (ADI) para cada vía de exposición se calcula con las Ecuaciones 4, 5 y 6 (USEPA 1997).

$$ADI_{oral} = C \times \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (4)$$

$$ADI_{inh} = C \times \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (5)$$

$$ADI_{der} = C \times \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad (6)$$

Donde: ADI es la dosis diaria ingerida por ingestión oral (oral), inhalación (inh), contacto dérmico (der). C es la concentración del elemento in situ. IngR es la tasa de ingestión. EF es la frecuencia de exposición. ED es la duración de la exposición. BW es el peso corporal del individuo. AT es el periodo de tiempo durante el cual se promedia la dosis. InhR es la tasa de inhalación. PEF es el factor de emisión de partículas el cual relaciona la concentración de contaminante en el suelo con la concentración de partículas de polvo en el aire. SA es el área superficial de la piel expuesta. AF es el factor de adherencia dérmica. ABS es el factor de absorción dérmica. Los parámetros para calcular los ADI, a excepción del parámetro C, se encuentran en la literatura dependiendo el caso a analizar.

Para la evaluación de no cancerígenos, la dosis calculada (ADI) se divide posteriormente por la dosis de referencia (Rfd) de cada vía de exposición, produciendo el Cociente de riesgo (HQ) (Ecuación 7). Además, para evaluar el potencial global de efectos no cancerígenos planteados por vías de exposición múltiples, se suman los Cocientes de Riesgos (HQ) para generar un Índice de Riesgos (HI) y estimar los riesgos combinados por las tres vías (Ecuación 8). Y finalmente, al sumar los HI del sitio en estudio en cuestión se obtiene un Índice de Riesgo de Exposición Total (TEHI) como lo muestra la Ecuación 9 (Valdivieso, 2019).

$$HQ = ADI_i / Rfd_i \quad (7)$$

$$HI = \sum HQ_i \quad (8)$$

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

Si el valor de TEHI es < 1 , no existe un riesgo significativo de efectos no cancerígenos. Si $TEHI > 1$, sugiere que pueden producirse efectos adversos (USEPA, 2002; Valdivieso, 2019).

El Rfd dermal y el Rfd inhalación se calculan con las Ecuaciones 10 y 11 respectivamente.

$$Rfd_{der} = Rfd_{oral} \times ABS_{GI} \quad (10)$$

$$Rfd_{inh} = (RFC \times 20) / 70 \quad (11)$$

Donde: ABS_{GI} es el factor de absorción gastrointestinal, y RFC es la concentración de referencia de inhalación.

Para los cancerígenos, la dosis calculada (ADI) se multiplica por el factor de pendiente correspondiente a cada vía de exposición (SF) para calcular el nivel de riesgo cancerígeno. Sumando los riesgos individuales de cada vía de exposición se obtiene el Índice de Riesgo Total Cancerígeno (TCRI) como lo vemos en la Ecuación 12.

$$TCRI = \sum (ADI_{oral} \times SF_{oral}) + \sum (ADI_{inh} \times SF_{inh}) + \sum (ADI_{der} \times SF_{der}) \quad (12)$$

Si $TCRI < 10^{-6}$ es una posibilidad no significativa de riesgo cancerígeno. Si $10^{-6} < TCRI < 10^{-4}$ es un estado intermedio aceptable. Si $TCRI > 10^{-4}$ quiere decir que hay riesgo cancerígeno (USEPA 2002, Valdivieso, 2019).

El SF_{der} y SF_{inh} se calculan con las Ecuaciones 13 y 14 respectivamente.

$$SF_{der} = SF_{oral} / ABS_{GI} \quad (13)$$

$$SF_{inh} = (UR \times 70 \text{ kg}) / (20 \text{ m}^3/\text{d} \times 10^{-3} \text{ mg}/\mu\text{g}) \quad (14)$$

Donde: UR es el valor de riesgo unitario.

3.6 Priorización de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes

Esta priorización de suelos permite definir los lugares en los que deben comenzar las inspecciones de terreno con el fin de analizar la potencial presencia de contaminantes. Se realiza en base a criterios ambientales y demográficos relacionados con el riesgo ambiental. Se consideran cuatro variables relevantes para efectuar el proceso de priorización: población residente, sistemas hídricos, uso de suelo, ecosistemas sensibles o de alta relevancia (Ministerio del Medio Ambiente 2012).

Para este apartado se centró en el criterio de población residente. La presencia de población residente es la variable de mayor relevancia y se analiza en base a la distancia, en caso que personas, independiente de su número, den al suelo un uso residencial, en un radio igual o inferior a dos kilómetros (prioridad alta) o de 2 a 3 kilómetros (prioridad mediana) a partir del suelo en estudio.

Los elementos contenidos en los residuos de las operaciones mineras y metalúrgicas suelen ser dispersados por el viento y/o el agua después de su disposición (Johnson et al., 1994, Adriano, 2001). Por esta razón, el método de priorización fue realizado calculando todos los sitios urbanos con una distancia menor a 3 kilómetros a los depósitos de relaves de la Región de Atacama utilizando el software de mapeo ArcGIS.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Datos

Como dato preliminar, el elemento As no se pudo considerar para el análisis estadístico, no así para el cálculo de los índices ecológicos, ya que más del 50% de sus concentraciones analizadas en laboratorio están por debajo del límite de detección (LD). Sin embargo, se realizó un análisis de los parámetros estadísticos principales con las 195 concentraciones que estaban sobre el límite de detección, debido a la importancia de este elemento para la salud de las personas.

Las Figuras 5, 6, 7 y la Tabla 1 muestran un resumen estadístico de las concentraciones de Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, V y Zn de todos los puntos de muestreo en depósitos de la Región de Atacama. Se consideró, para las concentraciones que estaban bajo el límite de detección, un valor de LD/2. Se puede ver que los valores máximos de casi la totalidad de los elementos están en valores muy altos, como el caso del Ba con 163514 mgkg^{-1} , el Cr con 128957 mgkg^{-1} , Cu con 25432 mgkg^{-1} , Hg con 97 mgkg^{-1} , Ni con 392 mgkg^{-1} , Pb con 32869 mgkg^{-1} , Sb con 6136 mgkg^{-1} , V con 411 mgkg^{-1} , y Zn con 38413 mgkg^{-1} .

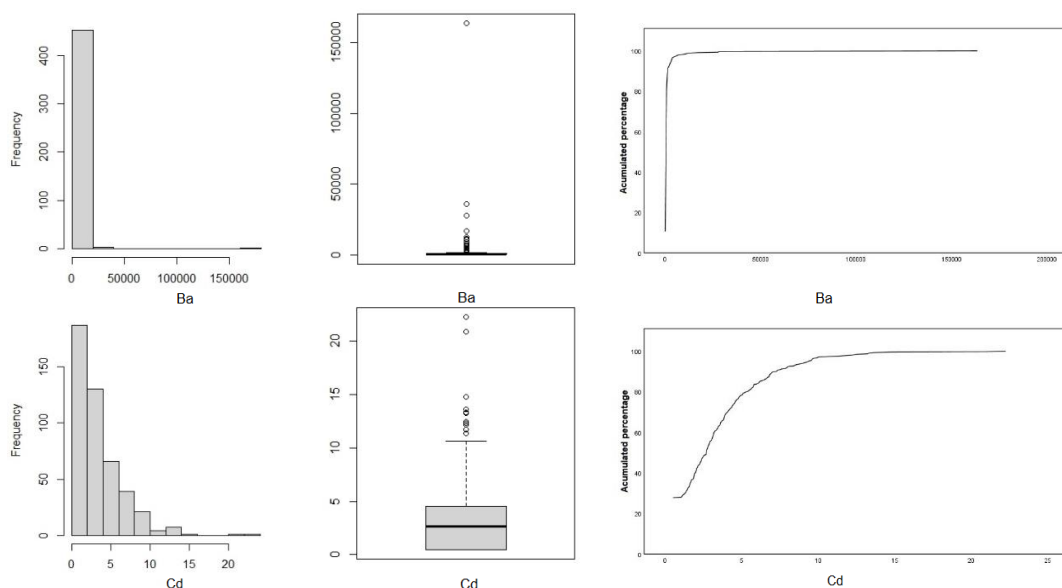


Figura 5: Descripción gráfica de las concentraciones (mgkg^{-1}) mediante diagramas EDA: histograma, box plot y diagrama CDF para los elementos Ba y Cd.

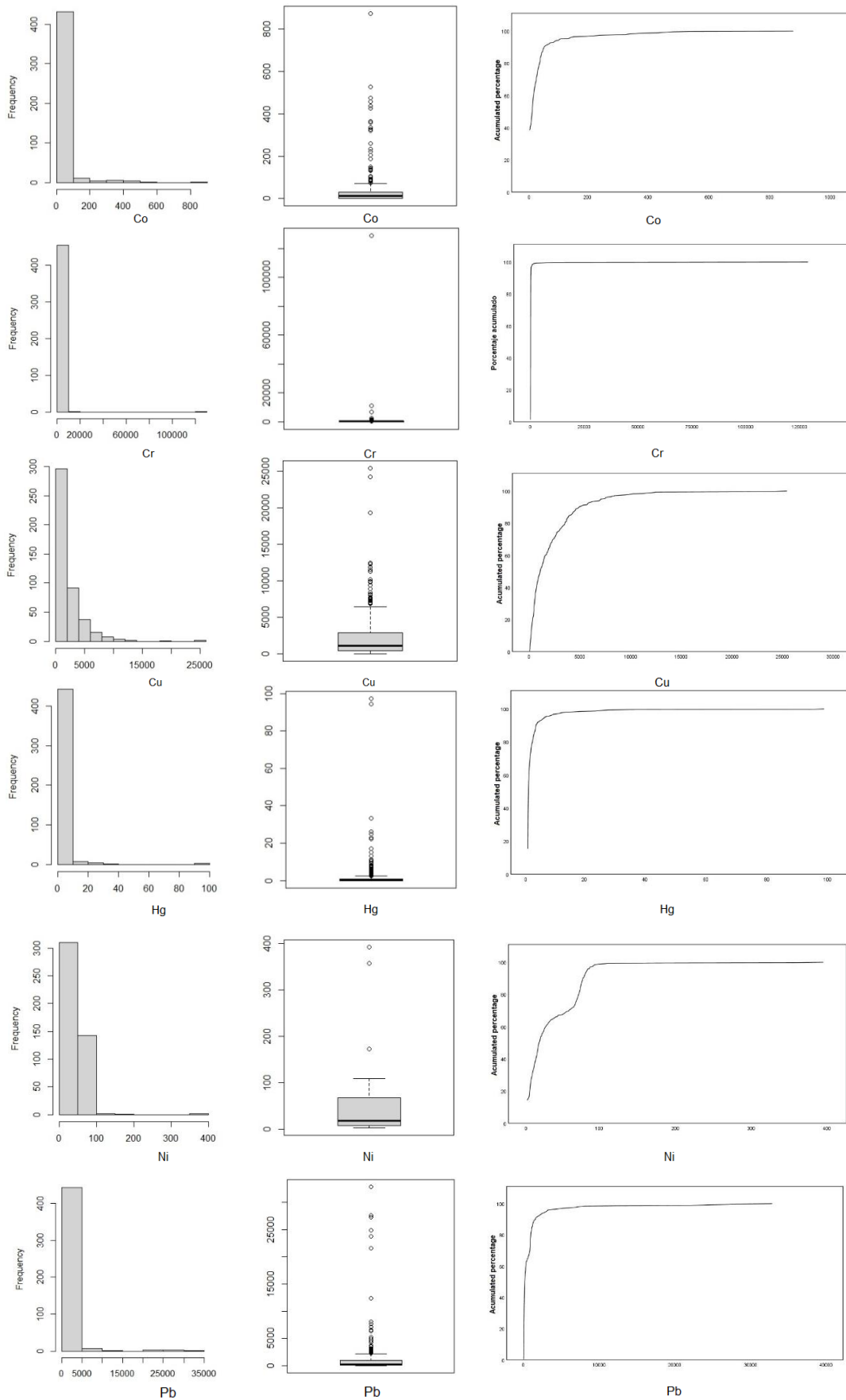


Figura 6: Descripción gráfica de las concentraciones (mgkg^{-1}) mediante diagramas EDA: histograma, box plot y diagrama CDF para los elementos Co, Cr, Cu, Hg, Ni y Pb.

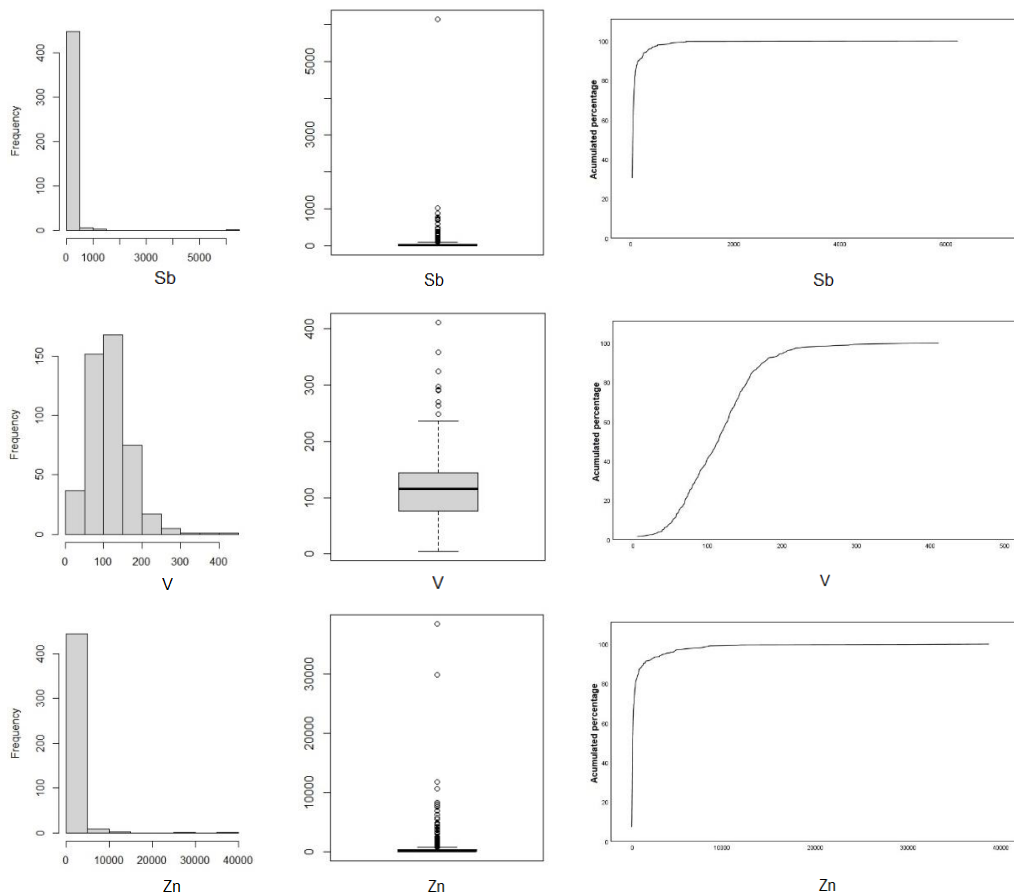


Figura 7: Descripción gráfica de las concentraciones (mgkg^{-1}) mediante diagramas EDA: histograma, box plot y diagrama CDF para los elementos Sb, V y Zn.

Tabla 1

Resumen estadístico de las concentraciones (mg kg^{-1})

Elementos	Media	Mediana	SD ^a	CV (%) ^b	Sesgo	Min	P25	P50	P75	Max	MAD ^c
Ba	1281.06	418	8123.68	15.77	17.90	10	170	418	662	163514	247
Cd	3.32	2.68	3.08	107.75	1.88	0.50	0.50	2.68	4.57	22.24	2.18
Co	31.86	12	75.99	41.93	5.98	2.50	2.50	12	30	871	9.50
Cr	412.83	61	6058.03	6.82	21.06	5	42	61	88	128957	21
Cu	2115.54	1069	2843.69	74.39	3.66	32	441	1069	2870	25432	448
Hg	1.66	0.19	7.08	23.41	10.92	0.01	0.03	0.19	1	97.25	0.19
Ni	34.26	18	37.59	91.14	3.63	2.50	7	18	67	392	15.50
Pb	973.34	161	3192.81	30.49	7.24	2.50	58	161	899	32868	126
Sb	72.76	20.01	311.73	23.34	16.50	5	5	20.01	45.81	6136.30	15.01
V	115.10	115	53.37	215.65	1	5	76	115	144	411	35
Zn	710.08	104	2655.98	26.74	9.87	2.50	51	104	319	38413	77

^a desviación estándar, ^b coeficiente de variación, ^c desviación absoluta mediana.

En la Tabla 2 podemos ver una comparativa de los promedios de las concentraciones de los elementos con las concentraciones en otros países, también con el promedio mundial de suelos, y con los valores de fondo de Taltal.

Tabla 2

 Tabla comparativa de concentraciones (mg kg⁻¹)

Concentraciones medias	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	V	Zn
Relaves Región de Atacama	1281	3.32	31.86	413	2116	1.66	34.260	973.34	72.76	115	710.1
Relaves en Mazarrón España ^a	370.5	15			218.4			12401	56.5		6102
Rodalquilar, Almería España ^b		0.5			84.9			410.7	10.3		241.7
Relaves La Ciénaga, Perú ^c		16.40			163	1.40		4443	38		1718
Relaves Río Blanco, Ecuador ^d		36.52			5460.50			2933.50	298.10		
Promedio mundial de suelos ^e		0.41	11.3	59.5	38.9	0.07	29	27	0.67	129	70
Valores de fondo Taltal	80 ^f										
Litología Q3 ^g		0.8	17	32	51.5	1	22	18.5	2	156	95
Litología J3i ^g		0.8	16.5	26.5	90.5	1	15.5	14.5	2	167	107.5

^a Oyarzun, 2011; ^b Oyarzun et al., 2008; ^c Biener et al., 2019; ^d Espín et al., 2017; ^e Kabata-Pendias, 2011;

^f Reyes et al., 2020; ^g Reyes, 2021.

En tanto para el caso del As, con las 195 muestras que están sobre el límite de detección, se calcularon los parámetros estadísticos principales (Tabla 3), y se realizó una comparativa con los valores de otros países, el promedio mundial de suelos, y los valores de fondo de Taltal (Tabla 4). Los valores con estos 195 depósitos de relaves son extremadamente altos, con una media de 1835 mgkg⁻¹. Si la comparamos con otros países es varias veces más alto que los datos de España, menor que Perú, y levemente menor que Ecuador. Y si la comparamos con el promedio mundial de suelos, es la impactante cifra de 268 veces más alto que dicho valor. En la Figura 8 se puede ver el diagrama de caja de las concentraciones de las muestras de As tomadas.

Tabla 3

 Resumen estadístico As (mg kg⁻¹)

Elemento	As
Media	1834.52
Mediana	357.84
SD ^a	5446.30
Sesgo	5.06
Mínimo	21.90
Máximo	39491.27

^a desviación estándar

Tabla 4

 Tabla Comparativa de As (mg kg⁻¹)

Concentraciones medias	As
Relaves Región de Atacama	1835
Relaves en Mazarrón España	18.10
Rodalquilar, Almería España	180
Relaves La Ciénaga, Perú	9007
Relaves Río Blanco, Ecuador	2202
Promedio mundial de suelos	6.83
Valores de fondo Taltal	
Litología Q3	39.10
Litología J3i	19

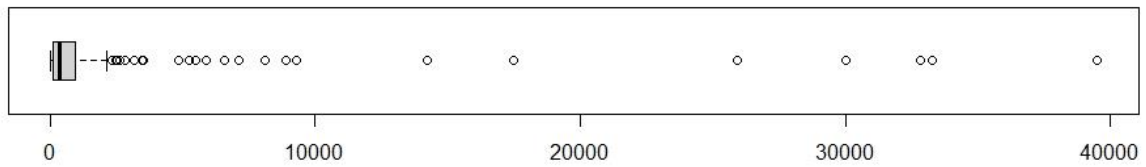


Figura 8: Diagrama de caja de las 195 muestras sobre el LD para As (mg kg^{-1}).

Con el análisis multivariado podemos inferir una fuente común entre las concentraciones, aunque con baja intensidad. El coeficiente de correlación de Spearman (Tabla 5) nos muestra a la gran mayoría de los elementos correlacionados, a pesar de no tener intensidades altas, un gran número de estas se correlacionan significativamente. La correlación más alta se dio entre el par Pb/Sb= 0.576, seguido de otras correlaciones significativas pero de intensidades más bajas como lo son los pares Pb/Zn= 0.537, Cr/V= 0.499, Cu/Pb= 0.425, Cr/Ni= 0.411, Ni/V= 0.400.

Tabla 5

Coefficiente de correlación de Spearman

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sb	V	Zn
Ba	1	-0.078	-0.180**	-0.103*	-0.540	0.013	-0.053	0.052	0.117*	-0.078	0.288**
Cd		1	0.139**	0.121**	0.267**	0.220**	0.374**	0.080	0.169**	0.167**	0.136**
Co			1	0.064	0.073	-0.015	0.249**	-0.014	0.040	-0.108*	-0.187**
Cr				1	0.135**	0.054	0.411**	0.133**	0.069	0.499**	0.285**
Cu					1	0.206**	0.108*	0.425**	0.346**	0.11*	0.350**
Hg						1	-0.085	0.366**	0.345**	0.081	0.245**
Ni							1	-0.098*	0.007	0.400**	0.111*
Pb								1	0.576**	0.085	0.537**
Sb									1	0.148**	0.393**
V										1	0.220**
Zn											1

* La correlación es significativa en el nivel 0,05

** La correlación es significativa en el nivel 0,01

El análisis de Componentes Principales (Tabla 6) arroja que no tenemos componentes principales que expliquen la variabilidad de los datos. El primer Componente Principal explica un 15.654% de los datos, el segundo Componente Principal un 15.2%, y entre los 5 Componentes Principales arrojados por el software explican el 65.471% de la variabilidad de los datos y en los que no se puede distinguir alguna combinación de elementos que sobresalga. Finalmente, para terminar con el análisis multivariado, en la Figura 9 tenemos el dendograma (Análisis de Conglomerados o Análisis Clúster), donde podemos observar 6 conglomerados, sin grandes diferencias entre ellos, lo que nos dice que no tenemos conglomerados fuertemente correlacionados.

Tabla 6
 Análisis de componentes principales con 5 elementos

Metales pesados	Componentes Principales				
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Ba	-0.006	0.225	-0.003	-0.664	-0.134
Cd	0.531	0.519	0.139	-0.294	0.048
Co	-0.0124	0.114	0.472	0.344	-0.537
Cr	0.727	-0.124	0.118	0.027	0.012
Cu	0.287	-0.015	0.796	0.001	0.057
Hg	-0.104	0.073	0.179	0.187	0.833
Ni	0.860	0.059	0.012	0.203	-0.094
Pb	-0.122	0.739	0.204	0.198	-0.047
Sb	-0.042	0.377	0.716	-0.187	0.094
V	0.212	0.314	-0.110	0.694	-0.057
Zn	0.027	0.726	0.032	-0.088	0.043
Porcentaje varianza (%)	15.654	15.200	13.542	11.698	9.377
Porcentaje varianza acumulado (%)	15.654	30.854	44.396	56.094	65.471

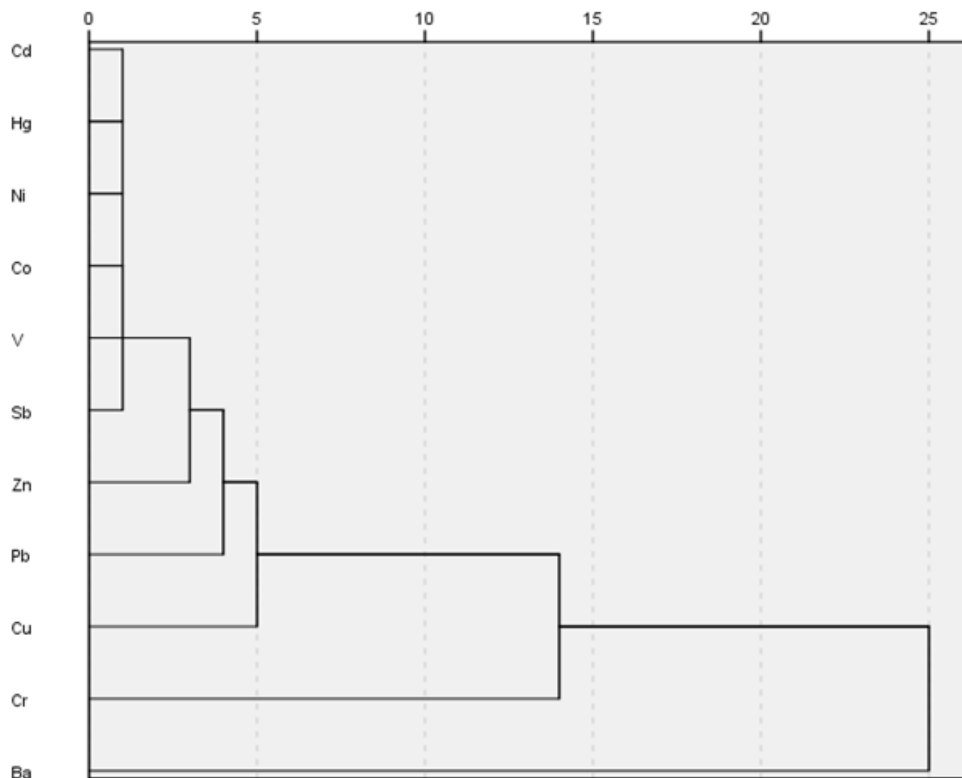


Figura 9: Dendrograma de análisis de conglomerados (Método de Ward) con 6 conglomerados.

De estos tres análisis podemos encontrar una coherencia entre ellos, las muestras fueron tomadas en relaves, que son los residuos que deja la industria minera, por lo tanto, estas muestras tienen una misma o similar fuente antropogénica. Sin embargo, si bien se pueden considerar de una fuente antropogénica común, no hay que olvidar también que hay procesos de extracción distintos, la mineralización en los depósitos es variable,

hay zonas con distinta ley de los elementos a extraer, hay material estéril, inclusive hay material proveniente de distintas faenas mineras de la región, y todo esto se mezcla en el depósito, lo que explica la baja intensidad de sus correlaciones, la no presencia de componentes principales que expliquen la variabilidad de los datos, o la gran cantidad de clústeres sin destacar alguno.

4.2 Riesgo ecológico

Para el caso del cálculo de los índices ecológicos, debido a que no se encontraron estudios con los valores de fondo de los elementos de interés en la Región de Atacama, se tuvo que recurrir a valores de fondo de un sitio con similares características geomorfológicas, litológicas y lo más cercano posible, por lo que se utilizaron los valores de fondo de Taltal (Tabla 2 y 4), analizados en Reyes (2020 y 2021).

Los resultados del Índice de Geoacumulación (I_{geo}) analizado en los relaves se representan en la Tabla 7 y Figura 10.

Tabla 7

Resumen estadístico Índice de Geoacumulación

Elemento	Mínimo	Máximo	Media	Mediana
As	-2.39	9.56	-0.13	-2.39
Ba	-3.58	10.41	1.34	1.80
Cd	-1.55	3.93	0.52	0.87
Co	-3.9	4.90	-1.44	-1.29
Cr	-3.35	11.30	0.33	0.26
Cu	-1.87	7.76	3.10	3.19
Hg	-8.22	6.02	-3.15	-2.98
Ni	-3.62	3.86	-0.53	-0.58
Pb	-3.43	10.25	2.99	2.58
Sb	-0.43	9.83	1.70	1.57
V	-5.77	0.59	-1.44	-1.25
Zn	-6.75	8.07	-0.28	-0.48

Se observan valores moderadamente contaminados ($1 < I_{geo} < 2$) en As (42 muestras), Ba (112), Cd (129 muestras), Co (18 muestras), Cr (56 muestras), Cu (57 muestras), Hg (20 muestras), Ni (136 muestras), Pb (86 muestras), Sb (99 muestras), y en Zn (44 muestras). Para V ninguna muestra tiene un $I_{geo} > 1$. Se observan también valores moderada a fuertemente contaminado ($2 < I_{geo} < 3$) en As (23 muestras), Ba (130), Cd (65 muestras), Co (10 muestras), Cr (11 muestras), Cu (88 muestras), Hg (11 muestras), Ni (2 muestras), Pb (62 muestras), Sb (90 muestras), y en Zn (28 muestras). Se observan valores altamente contaminado ($3 < I_{geo} < 4$) en As (35 muestras), Ba (32), Cd (10 muestras), Co (9 muestras), Cr (6 muestras), Cu (73 muestras), Hg (5 muestras), Ni (2 muestras), Pb (38 muestras), Sb (47 muestras), y en Zn (18 muestras). Además se observan valores de altamente a extremadamente contaminado ($4 < I_{geo} < 5$) en As (26 muestras), Ba (19), Co (3 muestras), Cr (4 muestras), Cu (90 muestras), Hg (3 muestras), Pb (36 muestras), Sb (20 muestras), y en Zn (16 muestras). Y ya para la categoría extremadamente contaminado ($I_{geo} > 5$) aún observamos valores en As (30 muestras), Ba (16), Cr (4 muestras), Cu (79 muestras), Hg (2 muestras), Pb (131 muestras), Sb (33 muestras), y en Zn (17 muestras).

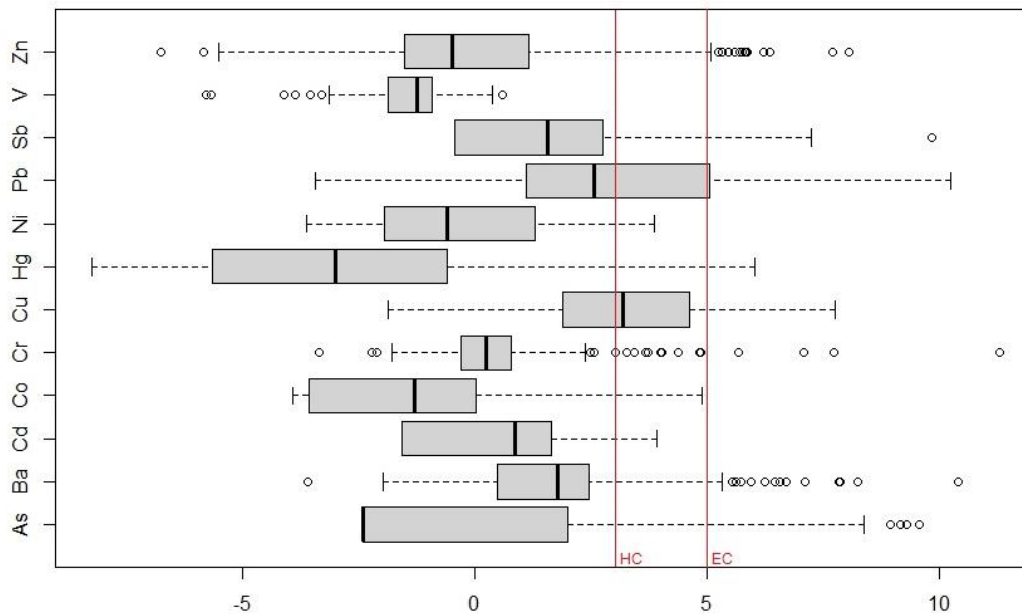


Figura 10: Diagramas de caja de los Índices de Geoacumulación. HC marca límite altamente contaminado, EC marca límite extremadamente contaminado.

Por su parte, el factor de contaminación (C_f) está representado en la Tabla 8 y Figura 11.

Tabla 8

Resumen estadístico Factor de Contaminación

Elemento	Mínimo	Máximo	Media	Mediana
As	0.29	1128.32	22.56	0.29
Ba	0.125	2043.92	16.01	5.26
Cd	0.51	22.81	3.41	2.75
Co	0.10	44.67	1.63	0.62
Cr	0.15	3792.85	12.13	1.79
Cu	0.41	326.05	27.05	13.71
Hg	0.005	97.25	1.66	0.19
Ni	0.12	21.78	1.90	1
Pb	0.14	1826	54.02	8.94
Sb	1.11	1363.62	16.17	4.45
V	0.027	2.26	0.63	0.63
Zn	0.014	402.23	7.42	1.08

Se observa que el valor de la media es mucho mayor que la mediana en la gran mayoría de los elementos, exceptuando el V, lo que nos indica la presencia de distribuciones dominadas por los valores atípicos, y fuertemente dominadas principalmente en As, Cr, Hg, Pb, Sb y Zn. Se observan valores de contaminación moderada ($1 < C_f < 3$) en As (30), Ba (78), Cd (126), Co (126), Cr (303), Cu (51), Hg (73), Ni (88), Pb (82), Sb (168), V (36), y en Zn (118). Se observan también valores de contaminación considerable ($3 < C_f < 6$) en As (42), Ba (112), Cd (129), Co (18), Cr (56), Cu (57), Hg (20), Ni (136), Pb (86), Sb (99), y en Zn (118). Finalmente para el intervalo de factor de contaminación muy alto ($C_f > 6$) se observaron en As (114), Ba (197), Cd (75), Co (22), Cr (25), Cu (330), Hg (21), Ni (4), Pb (267), Sb (190), y en Zn (79). 0.77815

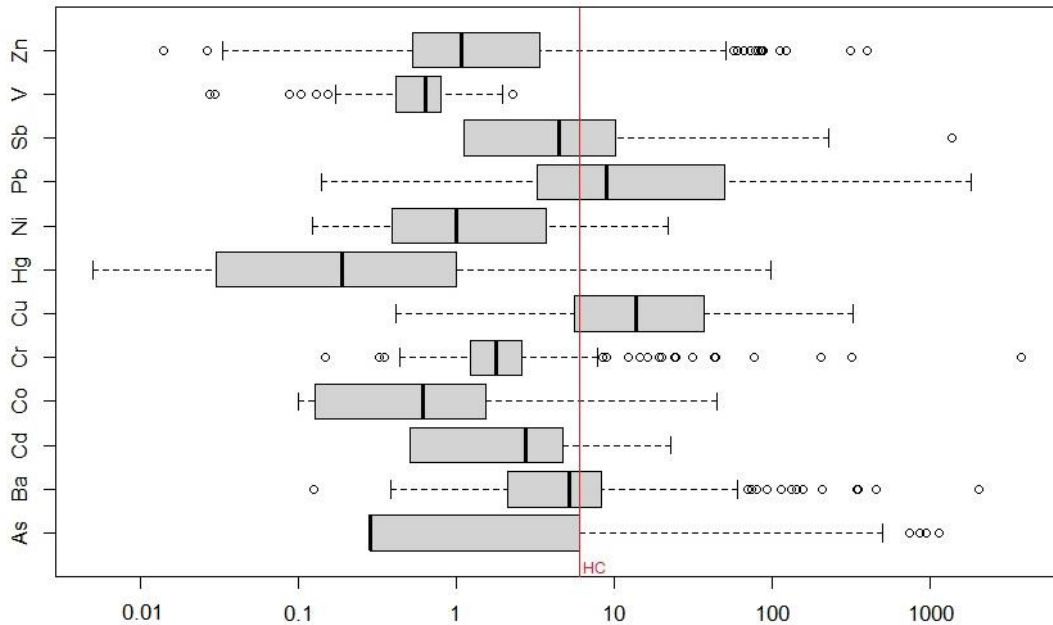


Figura 11: Diagramas de caja para el Factor de Contaminación. HC marca límite de contaminación alta.

El Índice de Polución Integrado (IPI) está representado en la Figura 12. Este índice tuvo valores que van de 0.83 a 340.66 con una media de 13.72 y una mediana de 5.49. Observamos que el valor de la media es mucho mayor que la mediana, lo que nos indica la presencia de una distribución dominada por los valores atípicos. Se pudieron observar valores para el rango de contaminación moderada ($1 < IPI < 2$) en 63 muestras. Para el rango de contaminación alta ($2 < IPI < 5$) se observaron 153 muestras. Para el rango de contaminación extremadamente alta ($IPI > 5$) se observaron 239 muestras. Cabe señalar que tanto la mediana como la media están sobre el valor contaminación extremadamente alta.

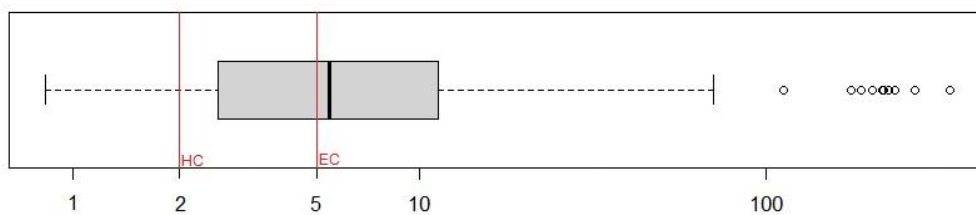


Figura 12: Diagrama de caja Índice de Polución Integrado. HC marca el límite para contaminación alta y EC marca límite para contaminación extremadamente alta.

4.3 Riesgo salud humana

Para la evaluación de riesgos para la salud humana, los factores y parámetros utilizados para realizar los cálculos de las Dosis Diarias y los TEHI y TCRI se observan en las Tablas 9 y 10. Para los factores se consideró un supuesto que los depósitos estarían en zona residencial, para poder analizar los riesgos de una exposición habitual a ellos.

En los no cancerígenos, se analizó los Índices de Riesgos (HI) de los elementos por separado para cada punto de muestreo, podemos ver que para niños (Figura 13a) los datos que sugieren posibilidad de efectos adversos no cancerígenos para la salud son: para As (195), Ba (7), Cd (47), Co (151), Cr (70), Cu (109), Hg (8), Pb

(193), Sb (191), V (34), Zn (2). En tanto para adultos (Figura 13b) son: As (117), Ba (1), Co (14), Cr (7), Pb (29), Sb (27). En ambos casos el As, Pb, Co son los elementos que tienen mayor cantidad de datos sobre el límite. Sin embargo, en cuanto a la magnitud de dichos datos, los elementos que más aportan son el As, seguido por el Cr debido a su gran cantidad de datos atípicos, y el Pb, tanto para niños como para adultos.

Tabla 9

Factores utilizados para cálculo de la Dosis Diaria

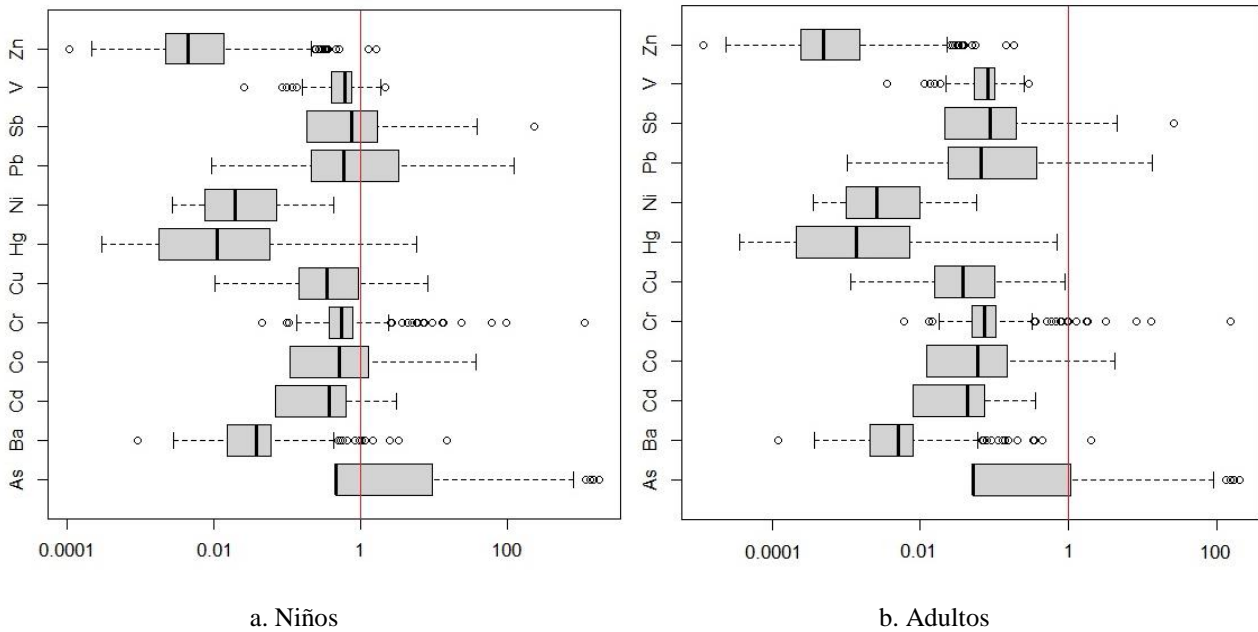
Factores	Adultos	Niños	Fuente
IngR (mg/d)	100	200	USEPA, 2002
SA (cm ²)	5700	2800	USEPA, 2002
AF(mg/cm ²)	0.07	0.2	USEPA, 2002
InhR (m ³ /d)	20	7.6	Haribala et al., 2016
PEF (m ³ /kg)	0.003	0.5	USEPA, 2002
EF (d/yr)	350	350	USEPA, 2002
ED (yr)	24	6	USEPA, 2002
BW (kg)	70	15	USEPA, 2002
AT (d)	8760	2190	USEPA, 2004
	25550 para cancerígeno		USEPA, 2004
ABS	As 0.03		USEPA, 2022
	Cd 0.001		USEPA, 2022
	Pb 0.01		Oh et al., 2015
	Todos los demás 0.01		Cal epa, 2018

Tabla 10

Parámetros utilizados para calcular el TEHI y TCRI

Elemento	Rfd _{oral} (mg/kg*d)	SF _{oral} (kg*d/mg)	ABS _{gi}	RFC (mg/m ³)	Rfd _{inh} (mg/kg*d)	UR (ug/m ³)
As	0.0003 ^a	1.5 ^a	1 ^a	0.000015 ^a		0.0043 ^a
Ba	0.2 ^a		0.07 ^a	0.0005 ^a		
Cd	0.0001 ^a	6.4 ^c	0.025 ^a	0.00001 ^a		0.0018 ^a
Co	0.0003 ^a		1 ^a	0.000006 ^a		
Cr	0.003 ^a	0.5 ^a	0.025 ^a	0.0001 ^a		0.084 ^a
Cu	0.04 ^a		1 ^a		0.0402 ^g	
Hg	0.0003 ^a		0.07 ^a	0.0003 ^a		
Ni	0.02 ^a	0.08 ^c	0.04 ^a	0.00009 ^a		0.00026 ^a
Pb	0.0035 ^b	0.28 ^c	1 ^d	0.0002 ^e		0.00008 ^c
Sb	0.0004 ^a		0.15 ^a	0.0003 ^a		
V	0.005 ^a		0.026 ^a	0.0001 ^a		
Zn	0.3 ^a		1 ^a	1.05 ^f		

^a USEPA, 2022; ^b Khan et al., 2008; ^c Liu et al., 2018; ^d Oh et al., 2015; ^e Cesaro et al., 2019 ; ^f Pavilonis, 2017; ^g Haribala et al., 2016.



Figuras 13 a y b: Diagramas de cajas del Índice de Riesgos (HI) para niños y adultos. Línea marca límite de sugerencia de posibilidad de efectos adversos no cancerígenos para la salud.

Para el análisis del Índice de Riesgo de Exposición Total (TEHI) para cada depósito de relaves (Figura 14), tanto para adultos como para los niños, nos sugiere la posibilidad de efectos adversos no cancerígenos ($TEHI > 1$) en la gran mayoría de estos depósitos. Para adultos, 21 depósitos no sugieren posibilidad de efectos adversos, mientras que 123 depósitos sí sugieren esta posibilidad. Los rangos para los adultos van desde un TEHI de 0.29 hasta un valor máximo de 911.12, con una media y mediana de 18.01 y 3.29 respectivamente. Para el caso de los niños, el resultado es aún más preocupante. Solo 13 depósitos no sugieren posibilidad de efectos adversos, mientras que los 131 depósitos restantes sí sugieren esta posibilidad. Los rangos para los niños van desde un TEHI de 0.45 hasta un impresionante valor de 8176.60, con una media y mediana de 156.10 y 28.56 respectivamente. En ambos casos, la media es mucho mayor que la mediana, lo que nos indica la presencia de una distribución dominada por los datos atípicos. Los elementos que más aportan son el As, seguido por el Cr, y luego el Pb, tanto para adultos como para niños. El método de ingestión con mayor impacto es el de ingestión vía oral, también para ambos casos.

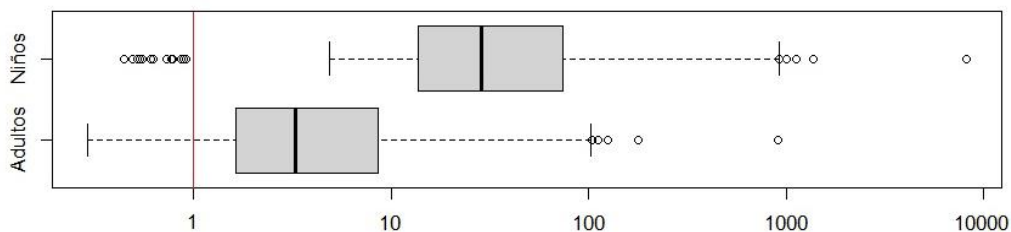


Figura 14: Diagrama de caja TEHI de los depósitos para adultos y niños. Línea marca límite de sugerencia de posibilidad de efectos adversos no cancerígenos para la salud.

En el caso de los cancerígenos, se analizó el nivel de riesgo cancerígeno para los elementos As, Cd, Cr, Ni y Pb de cada punto de muestreo. Estos elementos son considerados cancerígenos (USEPA 2022). En el caso de los niños (Figura 15a), la cantidad de puntos de muestreo con riesgo cancerígeno son: As (176), Cd (7), Cr (119), y Pb (177). En el caso de los adultos (Figura 15b) son: As (144), Cr (39), y Pb (148). Podemos ver que al igual que en los no cancerígenos, los más afectados por estos elementos son los niños. En ambos casos los elementos que más aportan son el As, el Cr debido a su gran cantidad de valores atípicos, y el Pb.

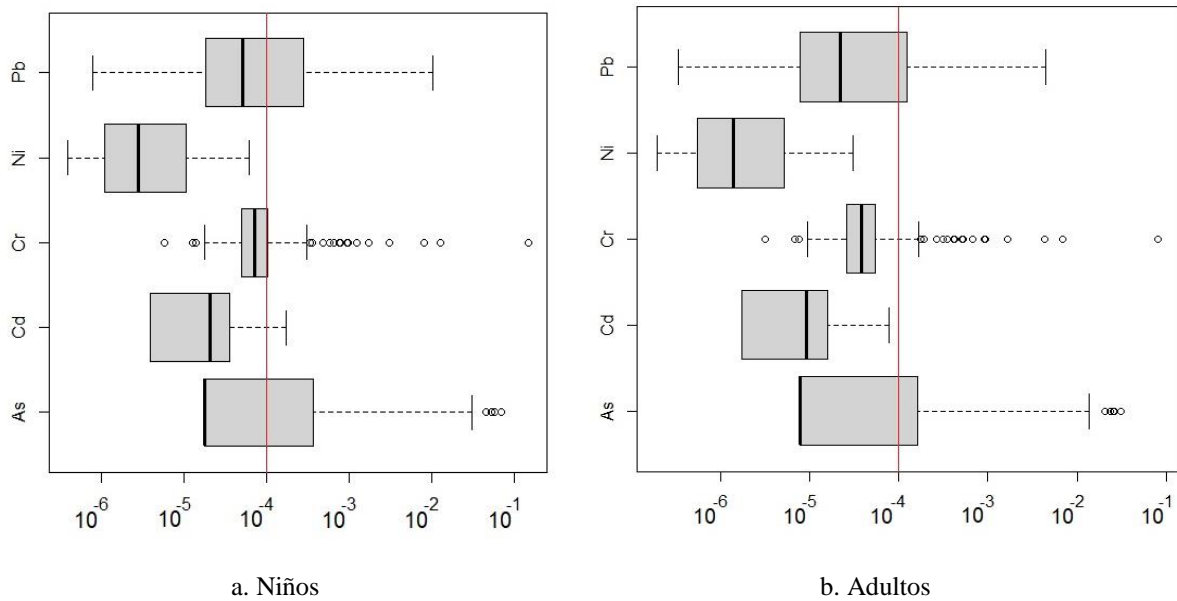


Figura 15 a y b: Diagramas de cajas del nivel de riesgo cancerígeno para niños y adultos. Línea marca límite de riesgo cancerígeno.

Se hizo el cálculo del Índice de Riesgo Total Cancerígeno (TCRI) para cada depósito de relaves (Figura 16). Los resultados son alarmantes, ningún depósito de relaves alcanzó una probabilidad no significativa de riesgo cancerígeno ($TCRI < 10^{-6}$) tanto para adultos como para niños. En el caso de los adultos, sólo dos depósitos se encuentran en un estado intermedio ($10^{-4} < TCRI < 10^{-6}$), y los 142 depósitos restantes están en la categoría que dice que si hay riesgo cancerígeno ($TCRI > 10^{-4}$). El valor mínimo para los adultos fue de 7.29×10^{-5} y un máximo 1.47×10^{-1} , con una media y mediana de 3.37×10^{-3} y 4.98×10^{-4} respectivamente. Para los niños el resultado fue aún más alarmante, los 144 depósitos de relaves están en la categoría de si hay riesgo cancerígeno. Con valores que van desde 1.52×10^{-4} hasta el impactante valor de 3.32×10^{-1} , con una media y mediana de 7.08×10^{-3} y 1.06×10^{-3} respectivamente. Donde también vemos que la media es mucho mayor que la mediana, lo que nos indica la presencia de una distribución dominada por los valores atípicos. Los elementos que más aportan son el As, seguido por el Cr, luego el Pb, tanto para adultos como para niños. El método de ingestión con mayor relevancia es la ingestión vía oral, para ambos casos.

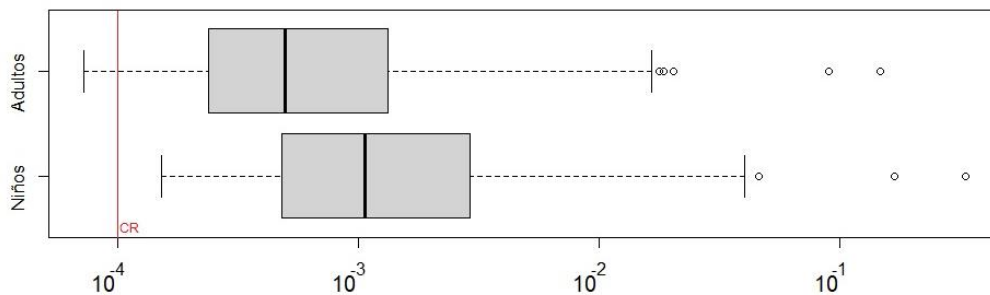


Figura 16: Diagrama de caja TCRI para adultos y niños. CR marca el límite de riesgo cancerígeno.

4.4 Priorización de suelos

Se pudieron encontrar zonas a menos de 3 kilómetros a la redonda de distancia a los depósitos de relaves, catalogando estas zonas pobladas de alta prioridad. Estas zonas quedan demarcadas en la Figura 17. Podemos darnos cuenta que de la gran cantidad de zonas con priorización, la más afectada es la de Copiapó y Tierra Amarilla, que demarca grandes zonas prioritarias. También se pudo ver, notoriamente, zonas prioritarias en los sectores de Chañaral, Caldera y Vallenar. Todas estas, además de las zonas más pequeñas

que se logran apreciar, son de real interés por la cantidad de contaminantes a los que estarían expuestos los habitantes de dichas zonas y deben ser prioridad para efectuar estudios y análisis más profundos para poder concretar medidas de mitigación de contaminantes lo antes posible.

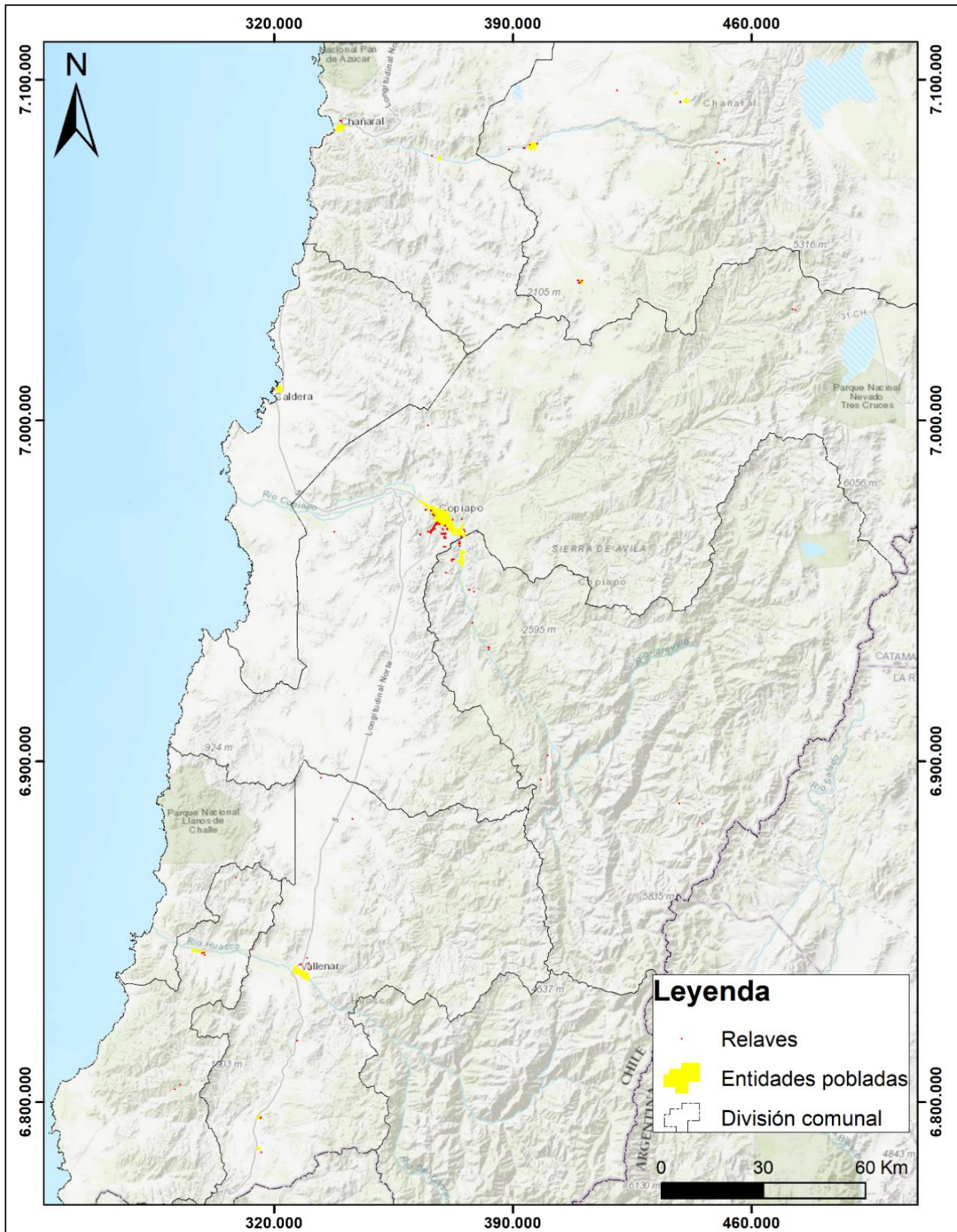


Figura 17: Mapa Región de Atacama con Zonas Prioritarias Marcadas.



5. CONCLUSIONES

Se pudo analizar todos los depósitos de relaves catastrados en la Región de Atacama, teniendo un resultado muy claro. Los niveles de concentración de estos 12 elementos analizados resultaron muy altos. Un resultado esperable sabiendo que son depósitos de relaves, pero que no deja de ser muy peligroso. En comparación al promedio mundial de suelos, los valores están muy por encima, y si comparamos con los valores de fondo de Taltal, esta diferencia de valores es aún mayor, demostrando y comprobando que los niveles de estos depósitos de relaves si son peligrosos, por ende, no deben estar en las cercanías a sitios poblados, o bien no se deben construir poblaciones en las cercanías a estos depósitos.

Analizando los niveles de concentraciones de sitios de desechos mineros ubicados en otros países, podemos ver que la problemática de los depósitos de relaves es a nivel mundial. Cada sitio tendrá valores distintos según muchos factores, pero lo que tienen en común son los niveles muy elevados de los distintos metales potencialmente peligrosos, y la problemática de la poca remediación de estos.

Los resultados de los índices ecológicos calculados en este estudio demostraron efectivamente un gran número de depósitos con una contaminación de alta a extremadamente alta, datos que corroboran la peligrosidad de estos. Junto a esto, podemos ver el resultado de la evaluación del riesgo humano, que nos comprueba que los sitios poblados y los depósitos de relaves deben estar a una distancia considerable el uno del otro. Los resultados de estos llegan a valores alarmantes y en ambos casos, cancerígenos y no cancerígenos, los más perjudicados son los niños. As, Cr, Pb, son los elementos que más aportan en ambos tipos de riesgos, en ese orden de importancia.

Junto con estos resultados, se pudo identificar los sitios prioritarios, como la zona de Copiapó y Tierra Amarilla, y también algunos sectores de Chañaral, Caldera y Vallenar. Para estos sitios hay una necesidad de buscar métodos de mitigación de los peligros que pueden generar estos niveles de concentración por su cercanía a los depósitos.

En el ámbito más urgente o a corto plazo, se debe pensar en la reubicación de los depósitos de relaves más cercanos a zonas pobladas (zonas prioritarias) o bien, la reubicación de las zonas pobladas en algún lugar más alejado de estos depósitos. Otra forma de mitigación es la fitoremediación o reforestación, considerado para proteger el medio ambiente de la zona y mitigar el material particulado de los depósitos de relaves. Otra opción es investigar e identificar los depósitos que tengan niveles de concentración de interés económico, pudiendo generar el interés en la extracción de dichos elementos desde estos depósitos, y los residuos generados en este nuevo proceso deben ir en un nuevo depósito de relaves cumpliendo las normativas vigentes, y por supuesto, con la distancia adecuada a zonas pobladas.

Si bien en algunos depósitos de relaves se ha logrado efectuar una mitigación, esto nace desde la iniciativa privada, o en algún caso, acuerdos público-privados. La falta de legislación que se tuvo durante tantos años y la falta de planificación urbana, ha pasado la cuenta, teniendo a muchas zonas pobladas con exposición a distintos metales potencialmente peligrosos. Por esto es que se hace un llamado a que se tomen iniciativas desde el sector público para lograr mitigar los impactos que pueden tener estos depósitos, sobre todo en las zonas prioritarias, zonas que se ven afectadas peligrosamente por errores legislativos y la poca importancia que se le dio a este tema por tantos años. Además es necesario realizar un análisis geoquímico más detallado, con una mayor cantidad de muestras por depósito, ya que, en este caso, la cantidad tomada varía de 1 a 7 muestras por depósito, las cuales son insuficientes para tener el nivel general del depósito con mayor detalle. Lo que se está buscando priorizar es la salud de las personas, y este estudio comprueba lo riesgoso que son estos depósitos para la salud humana.

6. AGRADECIMIENTOS

Toda la gloria y honra para Dios.

Todo tiene su tiempo, y todo lo que se quiere debajo del cielo tiene su hora. Eclesiastés 3:1.

7. REFERENCIAS

1. **Adriano D. (2001).** Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. (2nd edition), Springer-Verlag. 866 pp.
2. **Ağca, N., Özdel, E. (2014).** Assessment of spatial distribution and possible sources of heavy metals in the soils of Sariseki-Dörtyol District in Hatay Province (Turkey). *Environ. Earth Sci.* 71, 1033–1047.
3. **Arranz-González, JC, Rodríguez-Gómez, V., Del Campo, E, Vadillo-Fernández, L., Fernández-Naranjo, F., Reyes-Andrés, J., Rodríguez-Pacheco, R. (2016).** Una metodología para clasificar la contaminación potencial causada por residuos mineros abandonados: aplicación a relaves mineros sulfurados en Mazarrón (sureste de España). *Ciencias Ambientales de la Tierra*, 75 (8), 1-10.
4. **Barraza, F., Maurice, L., Uzu, G., Becerra, S., López, F., Ochoa-Herrera, V., Ruales, V., Schreck, E. (2018).** Distribution, contents and health risk assessment of metals (loid) in small-scale farms in the Ecuadorian Amazon: An insight into impacts of oil activities. *Science of the Total Environment* 622-623: 106-120.
5. **Biblioteca del congreso nacional (2021)** recuperado de <https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region3/relieve.htm> Consultado 8 de julio 2021.
6. **Biener, E., Sasse, T., Konertz, K. (2019).** Relaves La Ciénaga, Pataz en Perú. Informe sobre Caso de Estudio para la Remediación de los Relaves en La Ciénaga, Pataz en Perú.
7. **Börgel, R. (1983).** Geomorfología. Santiago, Chile: Instituto Geográfico Militar.
8. **Cal EPA (California Environmental Protection Agency) (2018).** Appendix D-Human Health Risk Assesment. Ramboll US Corporation Irvine, California.
9. **Cesaro, A., Belgiorno, V., Gorrasi, G., Viscusi, G., Vaccari, M., Vinti, G., Jandric, A., Díaz, M., Hursthouse, A., Salhofer, S. (2019).** A relative risk assessment of the open burning of WEEE. *Environ Sci Pollut Res* 26, 11042–11052.
10. **Davidson, J., Mpodozis, C. (1991).** Regional geologic setting of epithermal gold deposits, Chile. *Economic Geology*, vol. 86, 1174-1186.
11. **Díaz, A., Vivallo, W. (2001).** Metallogenic events in the Coastal Cordillera of Copiapó region, northern Chile (26°-28° S). In *Simposio Sudamericano de Geología Isotópica 3*, CD. Pucón, Chile.
12. **Espín, D., Jarrín, J., Escobar, O. (2017).** Manejo, gestión, tratamiento y disposición final de los relaves generados por el beneficio del mineral obtenido de la explotación del proyecto río Blanco. Maestría en Sistemas de Gestión Ambiental. Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE. Matriz Sangolquí.
13. **Farrar, E., Clark, A., Haynes, S., Quirt, G., Conn, H., Zentilli, M. (1970).** K-Ar evidence for the post-Paleozoic migration of granitic intrusion foci in the Andes of northern Chile. *Earth Planetary Science letters*, 10, 60-66.
14. **Fu, C., Guo, J., Pan, J., Qi, J., Zhou, W. (2009).** Potential ecological risk assessment of heavy metal pollution in sediments of the Yangtze River within the Wanzhou section, China. *Biol. Trace Elem. Res.* 129, 270–277.
15. **Hakanson, L. (1980).** An ecological risk index for aquatic pollution -control - a sedimentological approach. *Water Res.* 14, 975–1001.
16. **Haribala, Hu, B., Wang, C., Gerilemandahu, Xu, X., Zhang, S., Bao, S., Li, Y. (2016).** Assessment of radioactive materials and heavy metals in the surface soil around uranium mining area of Tongliao, China. *Ecotoxicol Environ Saf.* Aug;130:185-92.
17. **Izquierdo, M. (2018).** Bioaccesibilidad, biodisponibilidad y evaluación del riesgo para la salud humana por exposición a elementos traza en huertos urbanos (Doctoral dissertation, ETSI_Energía).
18. **Johnson, M., Cooke, J., Stevenson, J. (1994).** Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. R.E. Hester, R.M. Harrison (Eds.), *Mining and Its Environmental Impact*, Royal Society of Chemistry 164 pp.
19. **Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y., Huang, Y., Zhu, Y. (2008).** Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China, *Environmental Pollution*, Volume 152, Issue 3.

20. **Kim, H., Kim, Y., Seo, Y. (2015).** An Overview of Carcinogenic Heavy Metal: Molecular Toxicity Mechanism and Prevention. *Journal of Cancer Prevention* 20(4): 232-240.
21. **Kowalska, J., Mazurek, R., Gašiorek, M., Zaleski, T. (2018).** Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—a review. *Environ. Geochem. Health* 40, 2395–2420.
22. **Lam, E., Cánovas, M., Gálvez, M., Montofré, I., Keith, B., Faz, A. (2017).** Evaluation of the phytoremediation potential of native plants growing on a copper mine tailing in northern Chile, *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 182, Part B.
23. **Liu, K., Shang, Q., Wan, C. (2018).** Sources and Health Risks of Heavy Metals in PM_{2.5} in a Campus in a Typical Suburb Area of Taiyuan, North China. *Atmosphere*, 9(2), 46.
24. **Ministerio de Minería (2019).** Plan nacional de depósitos de relaves para una minería sostenible. Documento elaborado por la División de Desarrollo Sostenible del Ministerio de Minería en base a información de esta institución y sus servicios relacionados. Primera Edición Santiago.
25. **Ministerio del Medio Ambiente (2012).** Guía Metodológica para la Gestión de Suelos con Potencial Presencia de Contaminantes.
26. **Mpodozis, C., Ramos, V. (1989).** The Andes of Chile and Argentina. In *geology of the Andes and its relation to hydrocarbon and mineral resources*. In Circum-Pacific Council for Energy and Mineral Resources, Earth Science Series, vol. 11, 59-90. Santiago.
27. **Müller, G. (1969).** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 108–118.
28. **Navarro, M., Pérez-Sirventa, C., Martínez-Sánchez, M., Vidaal, J., Tovar, P., Bech, J. (2008).** Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 96, 183–193.
29. **Oh, S., Bade, R., Lee, H., Choi, J., Shin, W. (2015).** Risk assessment of metal(loid) contaminated soils before and after soil washing. *Environ Earth Sci*, 74, 703-713.
30. **Oyarzun, R., Cubas, P., Higuera, P., Lillo, J., Llanos, W. (2008).** Environmental assessment of the arsenic-rich, Rodalquilar gold (copper–lead–zinc) mining district. SE Spain: data from soils and vegetation. *Environmental Geology*.
31. **Oyarzun R., Lillo, J., López-García J., Esbrí, J., Cubas, P., Llanos, W., Higuera, P. (2011).** The Mazarrón Pb–(Ag)–Zn mining district (SE Spain) as a source of heavy metal contamination in a semiarid realm: Geochemical data from mine wastes, soils, and stream sediments. *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 109, Issues 1–3, Pages 113-124.
32. **Oyarzun, R., Oyarzún, J., Lillo, J., Maturana, H., Higuera, P. (2007).** Mineral deposits and Cu–Zn–As dispersion–contamination in stream sediments from the semiarid Coquimbo Region, Chile. *Environmental Geology* 53, 283–294.
33. **Pavilonis, B., Grassman, J., Johnson, G., Diaz, Y., & Caravanos, J. (2017).** Characterization and risk of exposure to elements from artisanal gold mining operations in the Bolivian Andes. *Environmental research*, 154, 1–9.
34. **Reyes, A., Thiombane, M., Panico, A., Daniele, L., Lima, A., Di Bonito, M., De Vivo, B. (2020).** Source patterns of potentially toxic elements (PTEs) and mining activity contamination level in soils of Taltal city (northern Chile). *Environmental Geochemistry and Health*, 42(8), 2573-2594.
35. **Reyes, A., Cuevas, J., Fuentes, B., Fernández, E., Arce, W., Guerrero, M., Letelier, M. (2021).** Distribution of potentially toxic elements in soils surrounding abandoned mining waste located in Taltal, Northern Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 220.
36. **Rodríguez-Seijo, A., Andrade, M., Vega, F. (2015).** Origen y distribución espacial de los metales en suelos urbanos. *J. Suelos Sedimentos*, pp. 1 - 13
37. **Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN) (2021).** Anuario de la Minería de Chile 2020. Servicio Nacional de Geología y Minería, 271 p. Santiago.
38. **Squeo, F., Arancio, G., Gutiérrez, J. (2008a)** Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación: Región de Atacama. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.
39. **Strahler, A., Strahler, A. (1986).** Geografía Física. Barcelona, Ediciones Omega S.A.
40. **Sutherland, R., Tolosa, C., Tack, F., Verloo, M. (2000).** Characterization of selected element concentrations and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38, 428–438.



41. **Tshala-Katumbay, D., Mwanza, J., Rohlman, D., Maestre, G., Oria, R. (2015).** A global perspective on the influence of environmental exposures on the nervous system. *Nature* 527: 187-192.
42. **Tume, P., Roca, N., Rubio, R., King, R., Bech, J. (2018).** An assessment of the potentially hazardous element contamination in urban soils of Arica, Chile. *J. Geochem. Explor.*, 184, pp. 345-357.
43. **USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1997).** Exposure Factors Handbook, Volume III, Activity Factors. EPA/600/P-95/002Fc. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
44. **USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2002).** OSWER 9355.4-24. December 2002. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460 Available at.
45. **USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2004).** Estimated Per Capita Water Ingestion and Body Weight in the United States- An Update. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-822-R-00-001.
46. **USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2014).** USEPA <http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/pollutants.cfm> Métodos CWA Contaminantes Prioritarios (2014)(Consultado el 16.07.2014)
47. **USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2022).** Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables (May 2022) (TR=1E-06 THQ=0.1).
48. **Valdivieso, M. (2019).** Pasivos Ambientales Mineros Herramientas Sistematización y Gestión Correctiva: Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA). Fundación Chile, 2019.
49. **Vivallo, W., Díaz, A., Jorquera, R. (2008).** Yacimientos metalíferos de la Región de Atacama. Servicio Nacional de Geología y Minería, Carta Geológica de Chile, Serie Recursos Minerales y Energéticos, No. 27, 72p., 1 mapa escala 1:500.000.
50. **Yurisch, T. (2016).** La situación de los pasivos ambientales en Chile. El caso de los depósitos de relaves, Fundación Terram.
51. **Zentilli, M. (1974).** Geological evolution and metallogenic relationships in the Andes of northern Chile, between 26° and 29° south. Ph.D. Thesis (Unpublished). Queen's University: 446 p., Kingston, Canada.