

**UNIVERSIDAD DE CONCEPCION – CHILE  
FACULTAD DE INGENIERIA  
DEPARTAMENTO DE INGENIERIA INDUSTRIAL**

**VALORIZACIÓN ECONÓMICA DE LAS  
EXTERNALIDADES POR DESCARGAS MINERAS AL  
AGUA Y SU EFECTO EN LA SALUD HUMANA Y  
AGRICULTURA**

por

**LEVI DAMIAN CAMPOS QUIROZ**

Profesor guía:

**Dr. Cristian Mardones**

**PhD. Fernando Concha**

Concepción, Diciembre 2020

Tesis presentada a la

**DIRECCION DE POSTGRADO  
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION**



Para optar al grado de  
**MAGISTER EN INGENIERIA INDUSTRIAL**

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento



### **Encomio a la fuerza motora**

Gracias al cielo por la creación  
Por hacerla eterna en su libre circulación  
Por brindarnos el fresco  
Por nutrir nuestro crecimiento

Con fuerza te agradezco  
Por enseñarme a fluir y recorrer la vida  
Por brindarme la calma  
Por las veces que satisfaces mi alma

Por el regalo de los que me han acompañado  
Quienes me hablaron de tu importancia  
Me han apoyado en tu estudio  
Y están activos en tu cuidado  
Espero estemos a tu altura  
Para que de tu presencia no haya falta alguna  
Con amor para lo sagrado  
Esta tesis se la dedico al agua

## RESUMEN

# VALORIZACIÓN ECONÓMICA DE LAS EXTERNALIDADES POR DESCARGAS MINERAS AL AGUA Y SU EFECTO EN LA SALUD HUMANA Y AGRICULTURA

Levi Damian Campos Quiroz

Diciembre 2020

**Profesor Guía:** Dr. Cristian Mardones – PhD. Fernando Concha

**Programa:** Magister en Ingeniería Industrial

La minería es una actividad industrial que genera grandes beneficios económicos, pero está directamente asociada a serios problemas ambientales. Para lograr un desarrollo sustentable es necesario crear valor económico en el presente y mantener los recursos naturales, por lo cual extraer recursos naturales no renovables genera problemas en términos de sustentabilidad. Uno de los principales problemas en la minería actual es la escasez y calidad del recurso hídrico. Por ello, esta investigación busca cuantificar los costos ambientales que generan las descargas de aguas residuales de la minería de cobre en Chile sobre la salud de la población y agricultura en el periodo 1995-2018, considerando la liberación de cobre y arsénico hacia los cuerpos de agua superficial. Los resultados obtenidos muestran que las descargas de cobre generan mayores costos por atenciones médicas que las descargas de arsénico, pero el riesgo por mortalidad prematura asociada al arsénico en el agua residual es el principal costo ambiental en salud. Por otro lado, la agricultura representa un mayor costo ambiental que la salud, debido a la pérdida de producción agrícola, siendo la presencia de cobre en el agua el mayor responsable. En términos macroeconómicos, los costos ambientales tan solo representan un 0,023% del PIB minero nacional. Sin embargo, es necesario mencionar que no todas las divisiones mineras descargan sus aguas residuales en cuerpos de agua o no se encuentra disponible la información requerida para valorizar sus externalidades. De esta manera, se evidencia que la gestión ambiental es un tema reciente en las políticas ambientales chilenas, puesto que existe gran escasez de datos y las leyes regulatorias son relativamente recientes. En consecuencia, se recomienda fortalecer dichas políticas y fomentar que en la planificación minera se contemplen los costos ambientales que esta actividad implica para lograr un desarrollo minero más sustentable.

**Palabras claves:** Desarrollo Sustentable, Economía Ambiental, Agua En Minería, Descargas Mineras, Minería.

## ABSTRACT

### “THE ECONOMIC WORTH OF THE EXTERNALITIES ON THE DISCHARGING OF THE WATER MINING AND THEIR EFFECT ON HUMAN HEALTH AND AGRICULTURE ”

Levi Damian Campos Quiroz

December 2020

**Advisor Thesis:** Dr. Cristian Mardones – PhD. Fernando Concha

**Program:** Master’s in Industrial Engineering

The mining industry generates high economic benefits, but it is deeply involved in environmental concerns. To achieve sustainable development, it is necessary to create an economic value in the present and protect the natural resources, but natural resources extraction means sustainability problems. One of the main current mining problems is the water scarcity and the low quality of the water. The present research aims is to quantify the environmental costs due to the Chilean copper mining residual liquid discharges to the population and agricultural sector, between the 1995-2018 period, considering the copper and arsenic released into the superficial water. The results show that the copper discharges generate more costs due to medical attention than the arsenic discharges; however, the risk of premature mortality associate with arsenic in the residual water is the main environmental cost in the health concerns. On the other hand, the agriculture costs are higher than the health cost, making the presence of copper in the water the highest contributor to this risk in agriculture. In the macroeconomic terms, the environmental costs are just 0.023% of the national mining GDP. Nevertheless, not all the mining operations download their residual liquids into the superficial water or there is no information available to externalities quantification. In this way, it is evident that environmental management in Chile is recent because there is data scarcity, and the laws are relatively new. Consequently, it is recommended to reinforce environmental policies and foster the contemplation of environmental cost in the mining planning in order to have a more sustainable development.

**Keywords:** Sustainable Development, Environmental Economy, Water in Mining, Mining Discharges, Mining.

# Índice

1	Introducción .....	1
1.1	Hipótesis.....	4
1.2	Objetivo General .....	4
1.3	Objetivos Específicos.....	4
2	Revisión de Literatura.....	4
2.1	Actividad minera.....	4
2.2	Minería e impactos en el medioambiente.....	5
2.3	Impacto de la minería sobre el recurso hídrico .....	6
2.4	Sustentabilidad y cuentas nacionales “verdes” .....	7
2.5	Valoración de daños ambientales en minería.....	9
2.6	Enfoque de la función de daño.....	10
2.7	Estudios de dosis-respuesta sobre la salud humana .....	11
2.8	Estudios de dosis-respuesta sobre la agricultura .....	12
3	Material y métodos.....	14
3.1	Operaciones mineras en Chile.....	14
3.1.1	Región de Arica y Parinacota.....	16
3.1.2	Región de Tarapacá.....	17
3.1.3	Región de Antofagasta .....	18
3.1.4	Región de Atacama .....	20
3.1.5	Región de Coquimbo.....	23
3.1.6	Región de Valparaíso .....	26
3.1.7	Región de O’Higgins.....	29
3.1.8	Otras regiones de Chile .....	31
3.2	Análisis geográfico de la zona afectada .....	32
3.3	Relación entre producción, descargas y concentraciones de Cu y As.....	33
3.4	Función de daño para la salud humana .....	35
3.4.1	Costos unitarios de enfermedades y valor estadístico de la vida .....	35
3.4.2	Egresos hospitalarios y defunciones .....	37
3.4.3	Población total y población afectada.....	37
3.4.4	Tasas base de efectos en salud .....	41
3.4.5	Estudios dosis-respuesta para salud .....	42
3.5	Función de daño para la agricultura .....	43
3.5.1	Producción agrícola.....	43
3.5.2	Precios y costos agrícolas.....	46
3.5.3	Estudios de dosis-respuesta para cultivos agrícolas .....	49
4	Resultados .....	50
4.1	Región de Atacama .....	50
4.2	Región de Coquimbo.....	53
4.3	Región de Valparaíso .....	56
4.4	Región de O’Higgins.....	59
4.5	Análisis a nivel nacional .....	63
5	Conclusiones .....	69
6	Referencias.....	72
7	Anexos .....	79

## Índice de Tablas

Tabla 1. Descargas mineras en la región de Antofagasta.....	20
Tabla 2. Descargas de la División El Salvador .....	22
Tabla 3. Descargas de Pascua Lama y CAP.....	23
Tabla 4. Descargas de la Minera Tres Valles.....	25
Tabla 5. Descargas de la División Andina y geoquímica del río Blanco.....	27
Tabla 6. Descargas de la Fundición Ventanas.....	28
Tabla 7. Descargas de la División Teniente y geoquímica del río Coya.....	31
Tabla 8. Resumen de descargas mineras otras regiones.....	32
Tabla 9. Regresión lineal entre descargas [toneladas] y producción minera [miles de toneladas] con datos de operaciones mineras.....	34
Tabla 10. Regresión entre concentraciones [mg/l] y descargas [toneladas] con datos de panel de operaciones mineras.....	34
Tabla 11: Costo de enfermedades y valor estadístico de la vida [\$CLP y \$US].....	36
Tabla 12. Población total por comuna.....	38
Tabla 13. Estimación de población comunal que habita dentro de los 5 km más cercano a los puntos de descargas mineras.....	39
Tabla 14. Porcentaje de la población comunal que recibe agua desde pozo, noria, río o vertiente .	40
Tabla 15. Puntos de extracción de sanitarias que abastecen las comunas analizadas .....	40
Tabla 16. Población afectada dentro de los 5 km de los puntos de descarga .....	41
Table 17. Tasas bases de los egresos según enfermedad año 2017 [egresos por 100.000 habitantes] .....	42
Table 18. Tasas bases de las defunciones según enfermedad año 2017 [defunciones por 100.000 habitantes] .....	42
Tabla 19. Estudios dosis-respuesta para enfermedades y mortalidad por ingesta de As y Cu a través del agua .....	43
Tabla 20. Producción agrícola afectada .....	45
Tabla 21. Producción frutícola afectada.....	45
Tabla 22. Precio de especies frutales afectadas [\$US/kg].....	47
Tabla 23. Precios de cultivos afectados [\$US/kg].....	48
Tabla 24. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de Atacama .....	50
Tabla 25. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de Atacama.....	51
Tabla 26. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de Atacama para el periodo 2008-2018 .....	52
Tabla 27. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de Coquimbo.....	53
Tabla 28. Costos ambientales por daños agrícolas debido a descargas mineras en la región de Coquimbo.....	54
Tabla 29. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de Coquimbo .....	55
Tabla 30. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de Coquimbo para el periodo 2008-2018.....	56
Tabla 31. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de Valparaíso .....	57
Tabla 32. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de Valparaíso.....	58
Tabla 33. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de Valparaíso para el periodo 2008-2018 .....	59
Tabla 34. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de O'Higgins.....	60
Tabla 35. Costos ambientales por daños agrícolas debido a descargas mineras en la región de O'Higgins.....	61

Tabla 36. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de O'Higgins .....	62
Tabla 37. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de O'Higgins para el periodo 2008-2018.....	63
Tabla 38. Análisis de sensibilidad para costos totales en la salud asociados a la presencia de arsénico y cobre en las descargas mineras .....	66
Tabla 39. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales por pérdida de producción agrícola debido a la presencia de cobre y arsénico en las descargas mineras .....	67
Tabla 40. Porcentaje del PIB que representan los costos ambientales asociados a las descargas mineras en Chile.....	68
Tabla A1. Análisis de sensibilidad para costos por atenciones médicas asociadas a la presencia de cobre en las descargas mineras .....	79
Tabla A2. Análisis de sensibilidad para costos por atenciones médicas asociadas a la presencia de arsénico en las descargas mineras .....	80
Tabla A3. Análisis de sensibilidad para costos por mortalidad prematura debido a la presencia de arsénico en descargas mineras .....	81
Tabla A4. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción frutícola asociado a la presencia de cobre en las descargas mineras .....	82
Tabla A5. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción frutícola asociado a la presencia de arsénico en las descargas mineras.....	83
Tabla A6. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción de verduras asociado a la presencia de cobre en las descargas mineras .....	84
Tabla A7. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción de verduras asociado a la presencia de arsénico en las descargas mineras.....	85



## Índice de figuras

Figura 1: Operaciones mineras en Chile según categoría .....	15
Figura 2: Análisis para la región de Arica y Parinacota.....	17
Figura 3: Análisis para la región de Tarapacá.....	18
Figura 4: Análisis para la región de Antofagasta .....	19
Figura 5: Análisis para la región de Atacama .....	21
Figura 6: Análisis para la Región de Coquimbo .....	24
Figura 7: Análisis para la región de Valparaíso .....	26
Figura 8: Análisis para la Región de O'Higgins .....	30
Figura 9. Costos ambientales totales asociados a las descargas mineras .....	63
Figura 10. Costos por atenciones médicas asociadas a las descargas mineras.....	64
Figura 11. Costos por mortalidad prematura asociada a las descargas mineras.....	65



# 1 Introducción

Uno de los principales sectores productivos para Chile es la minería, representando en los últimos cuatro años un 10% del PIB chileno (Banco Central de Chile, 2020)<sup>1</sup>. Además, la producción chilena de cobre representa casi un tercio de la producción mundial (de Solminihac et al., 2018). Sin embargo, el sector minero crea importantes huellas ambientales relacionadas con el consumo de agua y energía (Lagos et al., 2018). Así, la minería es significativamente importante para el crecimiento económico, pero es también una de las mayores fuentes de contaminación ambiental por la gran cantidad de metales pesados que libera al ambiente en el procesamiento de minerales, lo cual tiene implicaciones significativas para la salud de trabajadores y poblaciones cercanas (Tepanosyan et al., 2018; Yang et al., 2017). Dichos impactos ambientales provocan paisajes alterados, suelos contaminados, pérdida de tierra productiva, pérdida o degradación de aguas subterráneas, contaminación de aguas superficiales y contaminación del aire por polvo o gases tóxicos, entre otros (Candeias et al., 2018).

El Observatorio Latinoamericano de Conflictos Mineros, afirma que cerca del 90% de los países Latinoamericanos están actualmente afectados por las externalidades negativas de las actividades mineras y los conflictos sociales (Salem et al., 2018). Dentro de los países con más conflictos relacionados con la minería se encuentran Perú, México y Chile (OCMAL, 2017)<sup>2</sup>. Estos tres países comparten una larga historia con la contaminación asociada a la minería. No obstante, aún no se han valorizado económicamente las externalidades asociados a la pérdida en producción agrícola o daños a la salud debido a las descargas mineras en cuerpos de agua superficial.

Davis & Franks (2014) argumentan que las compañías mineras no toman en cuenta el costo total asociado a los conflictos sociales. Esto se explica porque durante muchos siglos la minería se desarrolló con un bajo control ambiental, así el impacto ambiental no era bien entendido y tampoco se contaba con la tecnología actualmente disponible para prevenir o controlar el daño ambiental (Candeias et al., 2018). Recién en 1990 las autoridades chilenas comienzan la discusión para definir medidas que detengan el impacto ambiental de la actividad minera (Infante & Hunt, 1993), centrándose en la contaminación atmosférica y en los tranques de relaves para mitigar la destrucción sistemática de zonas agrícolas y la contaminación de los canales de regadío. Finalmente, la Ley de Bases del Medio Ambiente (1994) y la promulgación de su reglamento en 1997, impusieron una mayor conciencia ambiental en las actividades mineras del país<sup>3</sup>. En la actualidad, dentro de las normativas, criterios, requisitos y exigencias que existen para regular las emisiones y residuos contaminantes que genera el sector minero, se pueden mencionar a la Ley sobre Bases Generales del

---

<sup>1</sup> <https://www.bcentral.cl/>

<sup>2</sup> <https://www.ocmal.org/>

<sup>3</sup> <http://www.memoriachilena.gob.cl/602/w3-article-3388.html#presentacion>

Medio Ambiente (Ley N°19.300), la ley que crea el Ministerio del Medio Ambiente, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente (Ley N°20.417), la Ley que crea los Tribunales Ambientales (Ley 20.600) sobre los diversos reglamentos en materia medioambiental<sup>4</sup>, y el Decreto Supremo N°90 (D.S. N° 90/2000), el cual establece las normas de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales<sup>5</sup>.

Considerando el daño que genera la minería sobre el recurso hídrico en Chile, el balance hídrico histórico ha sido negativo en algunos sectores mineros desde 1996 en regiones del norte (Valdés-Pineda et al., 2014, Aitken et al., 2016). Además, se espera que en un plazo de 10 años el consumo de agua en la minería aumentará un 70%. Este aumento se justifica por nuevos proyectos y los desafíos que conllevan mantener y aumentar la producción (Concha et al., 2016).

En la minería del cobre, el mayor consumo de agua para el procesamiento de minerales se genera en las operaciones de concentración (pirometalurgia), la cual concentra el 75% del consumo total de agua para la industria minera. Por su parte, el proceso de hidrometalurgia que incluye lixiviación (LX), extracción por solventes (SX) y electrowinning (EW) tan solo representa un 10%, mientras que el 15% restante es para evitar el levantamiento de polvo, servicios auxiliares, entre otros (Cisternas & Moreno, 2014). También, se puede mencionar que las menas oxidadas tratadas por hidrometalurgia están cada vez más escasas, por lo cual el futuro de la minería chilena se basará principalmente en el tratamiento de sulfuros de cobre a través de pirometalurgia<sup>6</sup>.

Las interacciones de la industria minera con los recursos hídricos son complejas y específicas al sitio de las operaciones, con posibles impactos en la hidrología y calidad del agua en todas las etapas de la vida de una mina (Northey et al., 2016). Por lo anterior, la industria minera está en constante búsqueda de adaptar prácticas de gestión y diseño de procesos para abordar las condiciones hidrológicas específicas que afecten al sitio de las operaciones (Kunz & Moran, 2016).

A pesar de que los métodos para cuantificar los impactos del uso del agua se han desarrollado significativamente durante la última década, existen pocos estudios que han aplicado estos métodos a la industria minera, por lo que existe una comprensión limitada sobre los impactos del consumo de agua en la industria minera (Northey et al., 2018).

---

<sup>4</sup> Entre ellos, se pueden destacar los siguientes: Decreto 62 del 12 de Marzo del 2015 “Reglamento Orgánico del Ministerio del Medio Ambiente”; Decreto 32 del 4 de Noviembre del 2015 “reglamento para la evaluación ambiental estratégica”; Decreto 40 del 12 de Agosto del 2013 “Reglamento del Sistema de Evaluación de impacto ambiental”; Decreto 39 del 22 de Julio del 2013 “Reglamento para la dictación de planes de prevención y descontaminación”, entre otros (Fuente: [https://www.bcn.cl/leychile/consulta/vinculaciones/reglamento?idNorma=30667&fechaVigencia=2020-01-23&clase\\_vinculacion=REGLAMENTO](https://www.bcn.cl/leychile/consulta/vinculaciones/reglamento?idNorma=30667&fechaVigencia=2020-01-23&clase_vinculacion=REGLAMENTO))

<sup>5</sup> <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/chi28651.pdf>

<sup>6</sup> <https://www.mch.cl/reportajes/hidrometalurgia-chile-activo-no-se-puede-perder/#>

Dentro de las limitaciones para el estudio del impacto ambiental de la minería sobre el agua, se encuentra la baja disponibilidad de datos de uso de agua en el sitio de la mina, escasez de datos de inventario para las cadenas de suministro de la minería, la incertidumbre de los impactos posteriores al cierre, y la dificultad de contabilizar los impactos acumulativos y los eventos extremos, tales como inundaciones, fallas de presas, infiltraciones, entre otros (Northey et al., 2016).

Para tener una mejor comprensión de dichos impactos, se ha adaptado la investigación conjunta entre economistas e hidrólogos dado que esto contribuye a optimizar el valor económico del agua, a la vez que protege sus valores sociales y ambientales (Ossa-Moreno et al., 2018). Por ejemplo, se han estudiado índices de la escasez de agua relacionando la oferta y demanda de este recurso para zonas mineras que entran en conflicto con la agricultura, descubriendo que los recursos hídricos se encuentran sobreexplotados, particularmente en la región de Antofagasta (Aitken et al., 2016). Por su parte, el Banco Mundial (2019)<sup>7</sup> ha determinado que es posible una pérdida del 30% del crecimiento económico en algunos países, dada la baja calidad del agua.

Buscando ser un aporte al problema mencionado anteriormente, el presente estudio busca evaluar económicamente las externalidades sobre la salud de la población y producción agrícola asociada a las descargas mineras de la minería del cobre en Chile, considerando la liberación de Arsénico (As) y Cobre (Cu) sobre los cuerpos de agua superficial y utilizando el método de la función de daño para llevar a cabo dicha valorización. Este enfoque ha sido aplicado en literatura anteriormente para evaluar el impacto de emisiones de contaminantes sobre la población o agricultura (Swärdh & Genell, 2020; Mardones & Mena, 2020; Hainoun et al., 2010; Silveira et al., 2016; Mardones & del Rio, 2019). Cabe señalar que las compañías mineras analizadas representan el 97% de la producción total del año 2019, tomando como referencia la producción minera que reporta COCHILCO (2020)<sup>8</sup>.

A continuación, se discuten las principales características del problema y el enfoque a utilizar. Posteriormente, se mencionan los datos disponibles para la evaluación y se detalla la metodología utilizada, para luego exponer y analizar los resultados, y finalmente, obtener las principales conclusiones que genera el estudio.

---

<sup>7</sup> <https://www.bancomundial.org/>

<sup>8</sup> <https://www.cochilco.cl/Lists/Anuario/Attachments/23/AE2019WEB.pdf>

## **1.1 Hipótesis**

Si bien la minería trae grandes beneficios para la economía del país, la hipótesis es que existe una cantidad considerable de externalidades negativas provocadas por las descargas de metales a los cuerpos de agua superficiales, trayendo consigo problemas de salud y pérdida de producción agrícola.

## **1.2 Objetivo General**

Valorizar los costos en salud y pérdidas en producción agrícola por la contaminación de la minería del cobre asociadas a las descargas de cobre y arsénico en cuerpos de agua superficial.

## **1.3 Objetivos Específicos**

- Identificar las toneladas de Cobre y Arsénico en las descargas mineras.
- Determinar la relación entre producción minera, concentración de Cobre y Arsénico en la descarga y/o en el cuerpo de agua receptor de las descargas mineras.
- Determinar zonas afectadas, poblados y plantaciones agrícolas, producto de las descargas mineras.
- Obtener el riesgo relativo por enfermedades o mortalidad prematura, costos unitarios en salud, producción y precios agrícolas.
- Valorizar daños totales debido a las descargas mineras para las zonas afectadas.

## **2 Revisión de Literatura**

### **2.1 Actividad minera**

En términos generales, la actividad minera se basa en extraer recursos minerales desde la tierra para su procesamiento y posterior uso en la sociedad. Existen múltiples formas de extraer los recursos, lo cual está determinado por la naturaleza del recurso, su ubicación geográfica, las tecnologías disponibles para su extracción, entre otras (Lacey et al., 2019). Esta actividad industrial puede involucrar el movimiento de hasta miles de toneladas de material en una sola operación por día, existiendo tres métodos amplios y establecidos para la extracción que incluyen la minería superficial, subterránea y la minería in situ (Rankin, 2011).

Posterior a la extracción, el procesamiento de los minerales dependerá de la mena y el estado en que esta se encuentra en la naturaleza. Por ejemplo, en la minería del cobre existen dos métodos ampliamente utilizados: pirometalurgia e hidrometalurgia (Li et al., 2017). El proceso de pirometalurgia se utiliza principalmente para menas sulfuradas de cobre, contemplando las etapas de

reducción de tamaño, concentración, fundición y refinación (Yañez et al., 2018), mientras que el proceso de hidrometalurgia es principalmente utilizado para óxidos de cobre, contempla las etapas de reducción de tamaño y LX-SX-EW (Ruiz et al., 2019). Otro ejemplo para el procesamiento de metales es la siderurgia, técnica que se dedica al tratamiento de mineral de hierro para obtener productos tales como el acero, utilizando tecnologías disponibles como alto horno, fusión reductora, reducción directa, entre otras. Así mismo, existen múltiples otras metodologías de procesamiento, dependiendo del mineral a tratar y sus condiciones.

Los principales productos mineros de Chile son cobre y molibdeno, generando para el año 2019 una producción de 5.787 miles de toneladas métricas de cobre y 54.758 toneladas métricas de molibdeno de contenido fino (COCHILCO, 2020)<sup>9</sup>, por lo cual ocupa el primer lugar mundial en la producción de cobre y el segundo en molibdeno (SERNAGEOMIN, 2019)<sup>10</sup>. Además, la producción chilena de cobre representa casi un tercio de la producción mundial (de Solminihac et al., 2018), los países que le siguen el ranking mundial de la producción de cobre son Perú, China, República Democrática del Congo y Estados Unidos.

## 2.2 Minería e impactos en el medioambiente

Los problemas ambientales que genera la minería son múltiples, tales como los asociados al consumo de agua y energía (Lagos et al., 2018), liberación de metales al medioambiente que afectan la salud (Yang et al., 2017), paisajes alterados, suelos contaminados, cambios en la vegetación (Candeias et al., 2018). Por lo anterior, el impacto de las operaciones mineras sobre la vegetación y terrenos aledaños ha sido estudiado durante muchos años en la literatura a través de diferentes metodologías, tales como Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) (Kuipers et al., 2018), y también, a través del uso de herramientas de sistemas de información geográfica (GIS) para conocer el alcance de dicha contaminación (Werner et al., 2019). Por ejemplo, Alonzo et al. (2016), determinan que la presencia de la minería de oro y plata en Papúa (Indonesia) ha afectado un área de 138 km<sup>2</sup>, incluyendo tierras agrícolas y pérdida sustancial de vegetación. Suh et al. (2016), concluyen que la minería de cobre en Corea del Sur ha provocado que en una superficie de 14049 m<sup>2</sup> se exceda el estándar de cobre en el suelo. Wu et al. (2020), demuestran que 5 km aledaños a la explotación minera serían el rango de referencia del impacto de minas de carbón en China, manifestados en la superficie de pastizales semiáridos y la salud ecológica del paisaje. En el caso de la minería polimetálica en China, Zhang et al. (2017), afirman que existe un rango entre 3 y 6 km aledaños al punto de explotación que podrían enfrentar efectos negativos.

---

<sup>9</sup> <https://www.cochilco.cl/Lists/Anuario/Attachments/23/AE2019WEB.pdf>

<sup>10</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)

Por otro lado, al analizar cómo se altera la concentración de contaminantes en el suelo debido a la liberación de drenaje ácido en un río en China, se descubrió que el rango de influencia para el plomo (Pb), zinc (Zn) y cobre (Cu) está dentro de los 800 m, mientras que la concentración de arsénico (As) afecta en un rango de 800 m (Ding et al., 2017). Según el juicio profesional de miembros del comité de vigilancia y agentes del Estado en Australia, la liberación de agua residual desde procesos mineros tiene impactos a una distancia de 5 km (Stein et al., 2002). Cabe notar que este último valor ha sido utilizado en diferentes análisis de contaminación e impacto de la minería en cuerpos de agua superficial (Shen et al., 2017; Lessmann et al., 2019).

### **2.3 Impacto de la minería sobre el recurso hídrico**

La minería mundial implica complejos riesgos asociados al agua, tanto en términos de acceso al agua como de calidad del agua circundante (Thomashausen et al., 2018). Lo anterior, es especialmente crítico en regiones mineras con escasez de agua, en las cuales la minería, comunidades y sector agrícola dependen de la misma fuente de agua para satisfacer sus demandas. Las operaciones mineras de Chile se encuentran principalmente en la zona norte del país, en lugares en los cuales existe baja oferta de agua, por ejemplo el desierto de Atacama es una de las regiones más áridas del mundo (Pino-Vargas et al., 2019).

El uso consuntivo del agua en Chile se atribuye en un 4% a la minería, 12% al agua potable, 7% a la industria, 73% al sector agropecuario y 5% a la generación eléctrica (DGA, 2017)<sup>11</sup>. Sin embargo, el consumo de agua por parte del sector minero puede llegar a representar más de un 50% del consumo total en las regiones del norte como Tarapacá y Antofagasta (DGA, 2017). De esta forma, se ha determinado que en regiones del norte de Chile existe sobreexplotación de los recursos hídricos (Aitken et al., 2016).

Sumado a los problemas de escasez de agua, la calidad del agua también es un factor que genera inconvenientes. Según cifras del Banco Mundial (2019)<sup>12</sup>, las naciones podrían disminuir hasta un tercio de su crecimiento económico debido al uso de agua de baja calidad. Este es un problema en el cual la minera también está involucrada a través de las descargas de aguas residuales, las cuales pueden generar contaminación al agua por el drenaje ácido de minas (DAM), y por la liberación de metales que generan un aumento en la concentración de estos elementos en las corrientes (Coelho et al., 2011). Esto causa un problema importante debido al consumo de alimentos donde estos metales se han bioacumulado o porque el agua potable no se trata para eliminar dichos elementos (Candeias et al., 2018), lo cual podría generar problemas en la salud de la población o en la producción agrícola.

---

<sup>11</sup> <https://dga.mop.gob.cl/Estudios/04%20Resumen%20Ejecutivo/Resumen%20Ejecutivo.pdf>

<sup>12</sup> <https://www.bancomundial.org/>

## 2.4 Sustentabilidad y cuentas nacionales “verdes”

Lograr un desarrollo sostenible implica necesariamente crear y mantener la riqueza. La rápida industrialización, consumo indiscriminado de recursos y el rápido agotamiento de los recursos naturales ha llevado a investigadores a desarrollar criterios para el desarrollo sostenible (Hartwick & Vang Long, 2018).

El agotamiento de cualquier recurso natural es el consumo de un activo y, por lo tanto, no debiese aparecer como una contribución positiva dentro del PIB. Repetto et al. (1989), señala que esta diferencia en el tratamiento de los recursos naturales y otros activos tangibles (en las cuentas nacionales existentes) refuerza la falsa dicotomía entre la economía y el medioambiente, lo cual lleva a los responsables políticos a ignorar o destruir esta última en nombre del desarrollo económico. Van den Bergh (2011), agrega que las cuentas nacionales no incluyen el valor de la depreciación natural, la contaminación y los servicios producidos por la naturaleza, y, además, que los cambios de estas variables a través del tiempo a menudo se consideran solo informalmente para analizar el bienestar. Por ejemplo, las cuencas aéreas y las cuencas hidrográficas son recursos cuyos flujos de servicios influyen directamente en la economía, pero en general no son valorizadas (Fisher et al., 2008). Esto último se explica porque los agentes económicos no pagan por estos factores de producción dado que la mayoría de los beneficios ambientales que proporcionan los recursos naturales no se transan en el mercado ni tienen asociado un precio (Grêt-Regamey & Kytzia, 2007).

A pesar de la existencia de tales problemáticas ya existen manuales para obtener indicadores de sustentabilidad, relacionando aspectos económicos y ambientales (Dietz & Neumayer, 2007). Sin embargo, son escasos los trabajos de investigación que consideran en conjunto sistemas económicos, sustentabilidad y medioambiente (Aspinall et al., 2018).

Giannetti et al. (2015) afirman que el PIB representa una medida de progreso, capaz de proporcionar una conexión fundamental entre la economía y el establecimiento de políticas económicas, siendo la medida más establecida del desempeño económico de un país. Sin embargo, esta medida esta sujeta a limitaciones debido a que omite al medioambiente, ignorando los costos ambientales, las tasas de agotamiento de los recursos naturales, entre otros.

De esta manera, se ha desarrollado el concepto de PIB verde, definido por Liu (2012) como un indicador que deduce el costo del daño ambiental y el consumo de recursos naturales desde el PIB tradicional. Giannetti et al. (2015) agrega que el PIB verde es un enfoque convincente para combinar varios tipos de impactos ambientales desde la perspectiva económica. Otra razón para medir el PIB verde es que les permite a los ambientalistas hacer un seguimiento de la provisión de los beneficios

de la naturaleza a lo largo del tiempo, a fin de responsabilizar a los gobiernos o comparar sus condiciones ambientales con las de otro estado o región (Boyd, 2007).

En la literatura empírica se han realizado muchos estudios para el cálculo del PIB verde. Por ejemplo, Talberth & Bohara (2006) desarrollan un modelo de crecimiento del PIB verde y consideran la brecha entre el PIB tradicional y el PIB verde para Australia, Austria, Brasil, Italia, Holanda, Suecia, Reino Unido mediante el uso de un conjunto de panel de datos que abarcan entre 30 y 50 años. Figueroa & Calfucura (2002) realizan una estimación para la depreciación del capital natural en Chile, desarrollando un modelo simple de corrección del PIB que resta la depreciación del capital natural para lograr obtener una medida del ingreso económico. Atkinson & Gundimeda (2006) analizan los recursos madereros de la India durante el período 1993–1994. Timothee (2009) evalúa la sostenibilidad de Mozambique durante el período 2000–2005, valorando el capital natural que incluye recursos no renovables, recursos renovables y servicios ambientales producidos por los ecosistemas (filtración de agua, asimilación de desechos, entre otros). Costanza et al. (2009) mencionan que la práctica de calcular el PIB verde se ha aplicado también en naciones como Canadá, Costa Rica, Indonesia, México, Papúa y Nueva Guinea y los Estados Unidos. Figueroa & Calfucura (2010) analizan el desarrollo sustentable para la depreciación del capital natural de Chile entre 1985–2004. Heberling et al. (2012) utilizan un indicador ajustado para estimar el PIB regional durante el período 1980–2005 en San Luis, Colorado, para lo cual consideran los daños económicos causados por la erosión del suelo debido al viento y el costo social de las emisiones de carbono resultantes. Li & Fang (2014) tratan de estimar el PIB verde de forma indirecta a través de la correlación positiva entre los valores económicos de mercado y el valor de los servicios medioambientales, para lo cual utilizan imágenes de GlobCover 2009 e imágenes satelitales nocturnas, así como también, un conjunto completo de datos para la estimación del PIB verde. Wu & Heberling (2016) estiman el producto nacional neto utilizando el método del precio neto en Puerto Rico durante el período 1993–2009. Kunanuntakij et al. (2017) calculan el PIB verde para Tailandia, restándole al PIB tradicional el costo de la contaminación ambiental y el agotamiento de los recursos provocado por la generación de gases de efecto invernadero generados por diversos sectores industriales, para lo cual utilizan un análisis de ciclo de vida y un modelo insumo-producto (EIO-LCA). Wu & Han (2020) evalúan los costos ambientales asociados a los gases de efecto invernadero en la economía China durante el periodo 1991-2016, encontrándose que dentro de los años mencionados la diferencia entre el PIB y el PIB verde disminuyó desde 2,73% hasta 1,02%. Finalmente, se puede mencionar que todos los estudios coinciden en que el PIB tradicional está sobrestimado ya que no considera la depreciación de recursos naturales y tampoco la degradación en la calidad ambiental producto de la extracción de recursos naturales.

## 2.5 Valoración de daños ambientales en minería

El costo ambiental de las operaciones mineras puede ser dividido en tres costos: el costo de agotamiento del recurso, el costo de degradación ambiental y el costo defensivo (Kunanuntakij et al., 2017). Según el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada (SEEA), el costo de agotamiento es el costo marginal de obtener el recurso, el costo de degradación ambiental es la valoración económica del daño sobre la salud humana y los ecosistemas, y el costo defensivo se asocia a los desembolsos para la protección o reducción de los daños ambientales.

Algunos estudios han abordado la valorización económica de la depreciación del capital natural y algunos daños ambientales generados por la minería. Por ejemplo, Figueroa & Calfucura (2003) estiman el ingreso económico real para la minería chilena en el periodo 1985-1996, los resultados muestran que si se corrige el PIB tradicional por la depreciación del capital natural, el PIB minero del sistema de cuentas nacionales sobreestima entre 31% y 36% los ingresos económicos. Orihuela & Ponce (2006) valorizan la depreciación de los recursos minerales y los nuevos descubrimientos en Perú, utilizando el método del precio neto, sus resultados muestran que la tasa de crecimiento del PIB y Producto Nacional Neto (PNN) sobreestiman a sus respectivos indicadores verdes en casi un 2%. Figueroa et al. (2010) estiman la depreciación de los recursos mineros y la degradación ambiental causada por las actividades mineras en Perú utilizando el método del precio neto durante el período 1992–2006, sus resultados muestran que la pérdida total de capital natural representa entre 31% y 51% del PIB minero de metales y entre el 2% y el 4,9% del PIB total. Finalmente, Mardones & del Rio (2019) analizan la minería en Chile durante el período 1995-2015, sus cálculos para el PIB verde muestran que en promedio el PIB y el PIB minero se sobreestiman en 11,34% y 98,04%, respectivamente, si se le descuentan los daños ambientales provocados por la contaminación del aire y la depreciación del recurso natural.

No obstante, la valorización de daños sobre los recursos hídricos prácticamente no ha sido abordada para el cálculo del PIB verde. Ossa-Moreno et al. (2018) afirman que la aplicación de análisis hidroeconómicos en las regiones mineras es limitada, principalmente por la falta de datos. Lo anterior, es un problema general para los modelos hidroeconómicos, pero es particularmente desafiante para las regiones mineras debido a que las menas normalmente se encuentran en áreas remotas con pocas observaciones climáticas a largo plazo. Además, la minería tiende a ser bastante confidencial con sus datos económicos y financieros a nivel de proyecto. Por otro lado, existe escasez de datos de inventario para las cadenas de suministro de la minería, incertidumbre de los impactos posteriores al cierre, dificultad de contabilizar los impactos acumulativos, eventos extremos tales como inundaciones, fallas de presas, infiltraciones, entre otros (Northey et al., 2016). En consecuencia, hay pocos estudios que relacionan economía y recursos hídricos en la minería, por lo

que el desarrollo de más estudios se torna importante para mejorar la calidad de los recursos hídricos asociados al uso minero.

## 2.6 Enfoque de la función de daño

El enfoque de la función de daño (Impact Pathway Approach) es una metodología para evaluar los efectos que tienen una mejora o empeoramiento de la calidad ambiental a través de los costos evitados o asociados. Este enfoque ha sido utilizado para evaluar diversas actividades económicas y en diferentes países. Por ejemplo, Swärdh & Genell (2020) determinan los costos marginales del ruido que producen los vehículos en la carretera y los problemas a la salud que estos conllevan, tales como muertes prematuras, infarto al miocardio, ausencia al trabajo, entre otros. Hainoun et al. (2010) evalúan los costos sobre la salud humana por la emisión de contaminantes al aire provocados por el sistema de generación eléctrico en Siria, sus resultados muestran la ventaja de las centrales eléctricas de gas natural como tecnología de generación limpia y la necesidad de suministrar tecnologías de reducción de emisiones de SO<sub>2</sub> a las centrales termoeléctricas de petróleo. Silveira et al. (2016) utilizan la función de daño para evaluar los impactos y beneficios en la salud derivados de las mejoras en la calidad de aire de una zona urbana en Portugal con graves problemas de contaminación atmosférica por material particulado de tamaño inferior a 10 micrones (MP<sub>10</sub>). Springer-Heinze et al. (2003) proponen el enfoque de la función de daño para fortalecer la capacidad de las organizaciones de investigación y obtener un mayor impacto en el desarrollo de innovación agrícola en África oriental. Krewitt et al. (1999) mencionan que los costos de los daños ambientales causados por las centrales termoeléctricas en los países de la UE-15<sup>13</sup> en 1990 ascienden a unos 70.000 millones en dólares. Delfino (2016) utiliza el enfoque de la función de daño para evaluar la sostenibilidad de proyectos de microfinanzas en Filipinas.

En Chile, también se han realizado estudios económicos utilizando la función de daño. SECTRA (2013) analiza los daños sobre la salud y agricultura asociados a las emisiones al aire generadas por el sistema de transporte en diferentes ciudades chilenas. Mardones et al. (2015) cuantifican económicamente los beneficios en salud que genera la reducción de contaminación por MP<sub>10</sub> en la ciudad de Concepción, Chile. Mardones & del Rio (2019), utilizan la función de daño para evaluar los costos en salud que genera la minería chilena por la liberación de emisiones contaminantes al aire.

Algunos estudios han introducido el enfoque de la función de daño en evaluaciones del ciclo de vida (LCA del inglés “Life Cycle Assessment”). Los LCA permiten determinar la asociación entre las cargas ambientales y los impactos resultantes, mientras que la función de daño permite describir la

---

<sup>13</sup> Países de la Unión Europea dentro de los que se encuentran Austria, Bélgica, Dinamarca, Finlandia, Francia, Alemania, Grecia Irlanda, Italia, Luxemburgo, Holanda, Portugal, España y Suecia.

cadena de relaciones causales desde la emisión de una carga a través del transporte y la conversión química en el ambiente hasta el impacto en varios receptores, como humanos, cultivos, materiales de construcción o ecosistemas (Krewitt et al., 1999). De esta manera, Sureau et al. (2020) distinguen dos tipos de enfoques dentro de la evaluación del ciclo de vida social (S-LCA), el tipo I puede verse como un enfoque de reporte con el uso de puntos de referencia de desempeño, mientras que el tipo II tiene como objetivo incluir causa-efecto o función de daño en el análisis.

## **2.7 Estudios de dosis-respuesta sobre la salud humana**

Las descargas mineras pueden contener metales que generen problemas a la salud (Candeias et al., 2018). La exhaustiva revisión de estudios dosis-respuesta permite determinar que la concentración de cobre (Cu) y arsénico (As) en el agua residual de las operaciones mineras puede tener efectos sobre la salud de la población si se consume agua contaminada.

El As es uno de los metales pesados más tóxicos que se pueden encontrar en las aguas contaminadas de la industria minera ya que es cancerígeno y su exposición ocurre principalmente a través del consumo de agua (Candeias et al., 2018). La ingestión de arsénico inorgánico desde agua potable es un problema generalizado de salud pública dado que la exposición crónica a este contaminante se asocia con varias enfermedades malignas y no malignas que aumentan significativamente la mortalidad en áreas endémicas de arsénico (Karim et al., 2019).

De esta manera, se ha evaluado la dosis de la concentración de arsénico en el agua y el efecto que puede generar en la morbilidad asociada a distintas enfermedades, tales como cáncer pulmonar (Boffetta & Borron, 2019), cáncer vesical (Saint-Jacques et al., 2017; Chu & Crawford-brown, 2006; Boffetta & Borron, 2019) cáncer renal (Saint-Jacques et al., 2017), enfermedad cardiovascular, enfermedad coronaria y ataque cerebrovascular (Chowdhury et al., 2018). También, se han realizado estudios dosis-respuesta considerando la mortalidad prematura por cáncer pulmonar (Ippoliti et al., 2015; Smith et al., 2018; Ferdosi et al., 2016) cáncer vesical, cáncer renal e infarto agudo al miocardio (Smith et al., 2018), enfermedad cardiovascular, cardiopatía coronaria y ataque cerebrovascular (Xu et al., 2020; Navas-acien et al., 2019).

Por otro lado, se ha evidenciado que las exposiciones orales al cobre no generan normalmente un problema de salud humana, pero la ingestión de altos niveles de sales de cobre solubles puede causar síntomas gastrointestinales agudos, náuseas, vómitos, diarrea, y en casos poco frecuentes, toxicidad hepática en individuos susceptibles con exposición repetida (Taylor et al., 2020; Olivares et al., 2001; Zacarías et al., 2001; Araya et al., 2004; Araya et al., 2001).

## 2.8 Estudios de dosis-respuesta sobre la agricultura

En la agricultura de regadío, la calidad del agua es un factor clave para la obtención de altos rendimientos agrícolas, lo cual adquiere cada día más importancia debido a la limitación de los recursos hídricos, aumento de la contaminación y excesiva explotación de las aguas subterráneas (Bonet & Ricardo, 2011). En Chile, no existe una norma específica que establezca de manera obligatoria parámetros máximos de residuos como minerales, fertilizantes u otros compuestos orgánicos o químicos en el agua de riego. Por lo anterior, solo se fiscaliza si ocurren problemas y no es posible saber qué tan contaminada puede estar el agua usada para la agricultura. No obstante, Mateo-Sagasta et al. (2017) señalan que los metales tienen un bajo impacto en los cultivos comparado con los pesticidas y las sales que son los principales contaminantes del agua en la agricultura.

Aunque concentraciones muy bajas de As estimula el crecimiento de las plantas, éste no es esencial para su crecimiento e incluso los rendimientos del cultivo disminuyen a altas concentraciones. El efecto negativo de altas concentraciones de As en las plantas se explica por la destrucción de la clorofila en el follaje debido a la inhibición en la producción de enzimas. Así, la disminución en el rendimiento y las fallas de los cultivos son los efectos más comunes de altas concentraciones de As en los suelos (Sancha et al., 2005). El As es tóxico para los seres humanos, por lo cual podría pensarse que el consumo de las partes consumibles de la planta que contienen As acumulado también es nocivo. Sin embargo, como el crecimiento de la planta se retarda ante la posible ocurrencia de una acumulación significativa de este contaminante, las partes comestibles de las plantas usualmente no acumulan As en niveles dañinos para los consumidores (Castillo et al., 2013). Sancha et al. (2005) demuestran una correlación significativa entre contenido de As en agua de riego y en vegetales cultivados, pero la acumulación de As es diferente según el tejido estudiado ya que los valores más altos se reportan en follajes y tubérculos, mientras que los valores más bajos se reportan en frutos. A modo de ejemplo, en la quebrada de Camiña, norte de Chile, las aguas naturales usadas para cultivar maíz sobrepasan la concentración de As en cinco veces la norma chilena, pero se ha descubierto que no hay riesgo en su consumo ya que no hay tanta transferencia desde la raíz al producto final (Herrera et al., 2017). Por otra parte Sepulveda et al. (2015), tras realizar un análisis con respecto al agua de riego en plantaciones en San Pedro de Atacama, en el norte de Chile, concluyen que en esa zona se puede cultivar maíz, trigo, alfalfa, perales, membrillos, uvas y diversas hortalizas a pesar de estar expuestas a aguas ricas en As. Castillo et al. (2013) analizan la influencia del riego con agua rica en As para la rúcula, mencionando que es evidente el aumento de la concentración de As en el vegetal, pero no es posible establecer una relación fehaciente entre la concentración de As en el vegetal y el rendimiento. Yañez et al. (2019) concluyen que para una concentración en el riego de 1,44 mg/l de As en Argentina, el peso de la lechuga se reduce desde 2 gramos hasta 1 gramo tras el uso de agua contaminada, mientras que el poroto reduce su peso desde 7 gramos hasta 5,2 gramos. Sandil et al. (2019) estudian la absorción de As en un cultivo de porotos y lechugas en macetas de invernadero,

las plantas fueron irrigadas con agua que contenía arseniato de sodio en concentraciones de 0,1, 0,25 y 0,5 mg/l, concluyendo que ambas plantas no deberían cultivarse con un nivel de tratamiento As superior a 0,1 mg/l. Finalmente, Burló et al. (1999) evalúan el efecto de regar con arsenito y arseniato a 1, 2 y 5 mg/l de arsénico sobre el cultivo de dos especies de tomate. A partir de este último estudio es posible inferir que al aumentar la concentración de As desde 2 a 5 mg/l el peso del fruto disminuye en un 12,6%.

Por otro lado, la presencia de Cu en las plantas es esencial ya que participa en numerosos procesos fisiológicos y es componente de una variedad de enzimas que se encuentran en ellas. Sin embargo, en altas concentraciones puede inhibir el crecimiento de la planta e importantes procesos celulares (Demayo et al., 1982; Yruela, 2005; Wang et al., 2019).

Según Sancha et al. (2005), las concentraciones máximas recomendadas de cobre en el agua de riego son 0,2 mg/l para uso continuo y 5 mg/l para uso a corto plazo en suelos de textura fina. Cuando el agua se usa para irrigar cultivos que son menos sensibles al cobre como los cereales, se recomienda que la concentración de cobre no debe exceder 1 mg/l para uso continuo y este límite se puede aumentar a 5 mg/l para uso a corto plazo. Además, concentraciones desde 0,1 mg/l hasta 1 mg/l en soluciones de nutrientes han sido definidas como tóxicas para un gran número de plantas (Sancha et al., 2005). El exceso de cobre aplicado a través de fungicidas a la tierra y a las hojas producen resultados negativos en las plantas de tomate, pudiendo reducir hasta en un 50% la altura de la planta, y un 55% el número de frutos cuando existen altas concentraciones de cobre (Sonmez et al., 2006). Vassilev et al. (2003) expusieron plantas de cebada de veinte días de cultivo a tratamientos de 0, 10, 15 y 20 mg de Cu por kg de suelo, los resultados obtenidos indicaron que la conductancia de estomas y el transporte de electrones fotosintéticos exhibieron la mayor sensibilidad al exceso de Cu, seguido por la acumulación de peso seco de la planta, la formación del área foliar, la tasa fotosintética neta y el transporte de electrones fotosintéticos. En un experimento de campo, la adición de 20 mg/kg Cu en el suelo (como lodo de aguas residuales) disminuyó el rendimiento de remolacha roja desde 69,5 ton/ha hasta 56,2 ton/ha y el rendimiento del apio desde 65 ton/ha hasta 56,7 ton/ha. También existen datos acerca del rendimiento de los cultivos de pepino y habichuela, los cuales no se ven afectados cuando se aplica sulfato de cobre al suelo en cantidades de hasta aproximadamente 70 mg/kg Cu en el suelo, pero el rendimiento disminuye entre un 75% y 85% cuando se aumenta la cantidad a aproximadamente 220 mg/kg (Demayo et al., 1982).

Si se aumenta la concentración de Cu en la solución de riego por sobre 1 mg/l, comienza una reducción proporcional en el crecimiento de las lechugas, las cuales finalmente mueren a una concentración aproximada de 1,3 mg/l (Berry, 1975). A concentraciones por sobre 1 mg/l, el cobre también reduce el crecimiento de las raíces de planta de tomate (Demayo et al., 1982). Martins & Mourato (2006) observan que después de 10 días de crecimiento en una concentración de Cu de 9,5

mg/l, los pesos frescos de plantas de tomate se reducen al 73%. Iqbal et al. (2018) determinan los efectos de diferentes concentraciones de Cu agregado como sulfuro de cobre en las plantas de lentejas, determinando que el largo del brote se ve beneficiado en un 43% al aumentar desde 0 ppm a 25 ppm, por el contrario, existe una reducción de un 60% al aumentar de 25 a 100 ppm. Yurekli & Porgali (2006) descubren que tras la administración del exceso de cobre en la solución nutritiva para porotos se genera un aumento de Cu en las hojas y los síntomas asociados de toxicidad tras 4 días después del comienzo del tratamiento. Mocquot et al. (1996) estudian los cambios en los parámetros de crecimiento y en las actividades enzimáticas en las raíces y hojas de maíz de 14 días de edad cultivadas en una solución nutritiva que contenía varias concentraciones de Cu desde 0,001 hasta 0,64 mg/l, encontrando una disminución significativa en la biomasa de raíces y hojas con 0,64 mg/l. Finalmente, Rehman et al. (2019), a través de una revisión de literatura establece otras especies de tipo vegetal afectadas por el exceso de Cu.

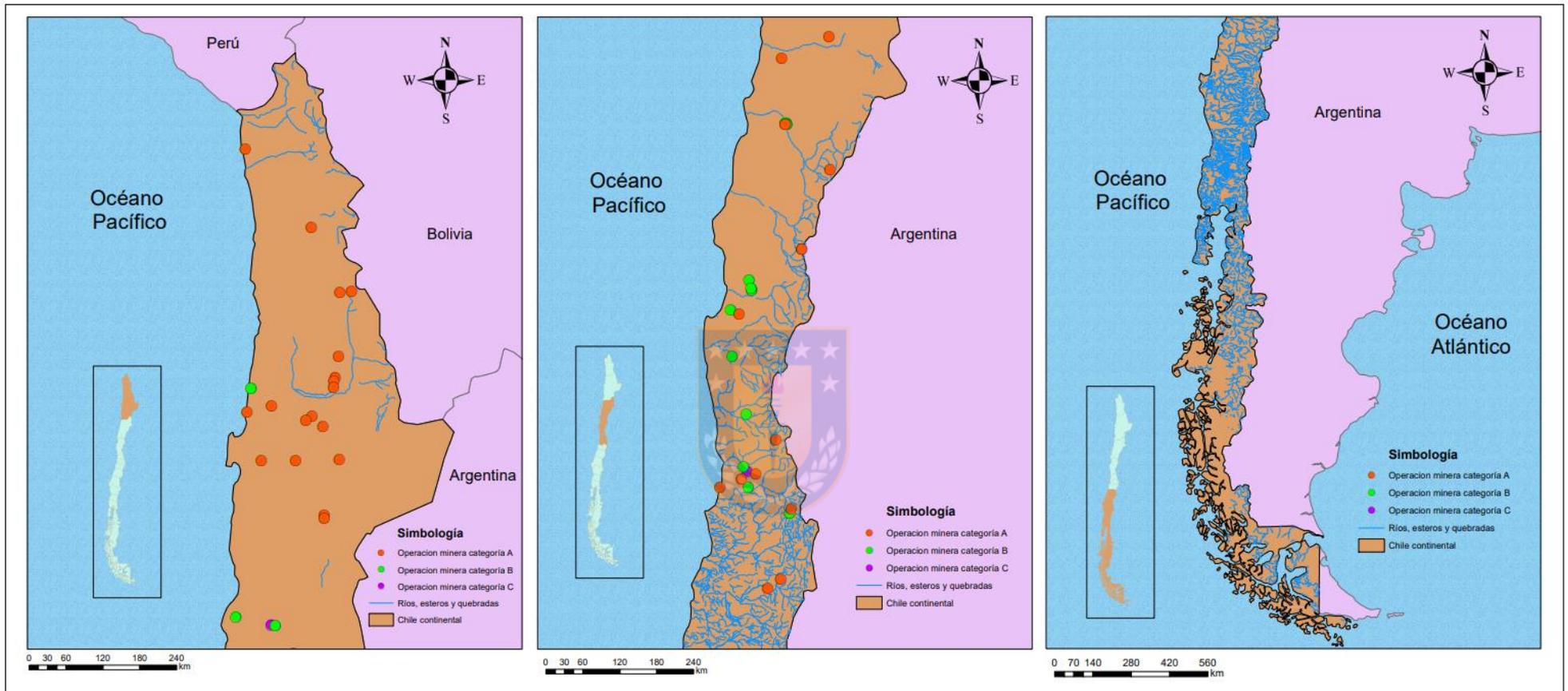
### **3 Material y métodos**

#### **3.1 Operaciones mineras en Chile**

En la Figura 1 se presentan las principales divisiones mineras de cobre en Chile, según reporta el anuario del Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN, 2019)<sup>14</sup>. Los tamaños de las empresas tienen correspondencia con las categorías A, B, C y D definidas por SERNAGEOMIN, las cuales son determinadas principalmente a partir de la cantidad de horas/hombre que anualmente declaran las empresas en los formularios de accidentabilidad. La categoría A incluye a empresas mineras en las cuales se trabaja más de un millón de horas/hombre en el año (corresponde al trabajo aproximado de 400 o más trabajadores durante un año). La categoría B incluye a empresas en las cuales se trabaja entre un millón y doscientas mil horas personas en el año (corresponde al trabajo aproximado de un mínimo de 80 y un máximo de 400 trabajadores durante un año). La categoría C incluye empresas en las cuales se trabaja menos de doscientos mil y más de treinta mil horas personas en el año (corresponde al trabajo promedio aproximado de un mínimo de 12 y un máximo de 80 trabajadores durante un año). Finalmente, la categoría D incluye empresas en las cuales se trabaja menos de treinta mil horas personas en el año (corresponde al trabajo promedio de menos de 12 trabajadores durante un año).

---

<sup>14</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)



**Figura 1: Operaciones mineras en Chile según categoría**

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 1 es posible observar que la actividad minera se concentra principalmente en la zona norte del país, lugar donde los recursos hídricos son muy limitados en comparación a la disponibilidad hídrica que presenta la zona sur.

Una vez identificadas las principales operaciones mineras, es preciso conocer las descargas de aguas residuales que estas generan, incluyendo su ubicación, toneladas descargadas, y el efecto que producen en el cuerpo de agua receptor. Para esto, fueron consultadas las páginas web de las principales operaciones, la información que reporta el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC)<sup>15</sup> e informes de la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA) obtenidos desde el Portal de Transparencia<sup>16</sup>. Luego, para conocer la concentración que presenta el cuerpo de agua receptor en los puntos de descarga, se consultan los reportes de la Dirección General de Aguas (DGA)<sup>17</sup>.

Tras la búsqueda de las operaciones mineras de cobre que reportan sus descargas en cuerpos de agua superficial, se encuentran registros principalmente para minerías categoría A (División Salvador, División Andina y División El teniente) y categoría B (Tres Valles). También existen registros para operaciones mineras que actualmente no están operativas, tales como Pascua Lama (cerrada por incumplimiento de normas ambientales) y Michilla (paralizó su producción en 2016 y retorna en 2019 según informa COCHILCO, 2020<sup>18</sup>). Adicionalmente, existen registros de descargas para operaciones mineras que explotan metales diferentes al cobre, entre ellas Molynor (Molibdeno), El Toqui (Cinc, actualmente cerrada), CAP (hierro) y Huachipato (acero). Además, existe un estudio acerca de las consecuencias que genera las descargas de cobre de la Mina Panulcillo en la región de Coquimbo. El resto de las operaciones no registran descargas en cuerpos de agua superficial porque las aguas residuales son depositadas en tranques de relaves o simplemente no hay información de sus descargas. A continuación, se detallan los principales hallazgos para cada región analizada.

### **3.1.1 Región de Arica y Parinacota**

Para la región de Arica y Parinacota se analiza la operación minera Pampa Camarones, que según SERNAGEOMIN<sup>19</sup> posee una capacidad de tratamiento diaria de 34.014 toneladas métricas y es considerada categoría A, pero no hay registro de sus descargas. En la Figura 2 se ilustran los principales antecedentes para la región.

---

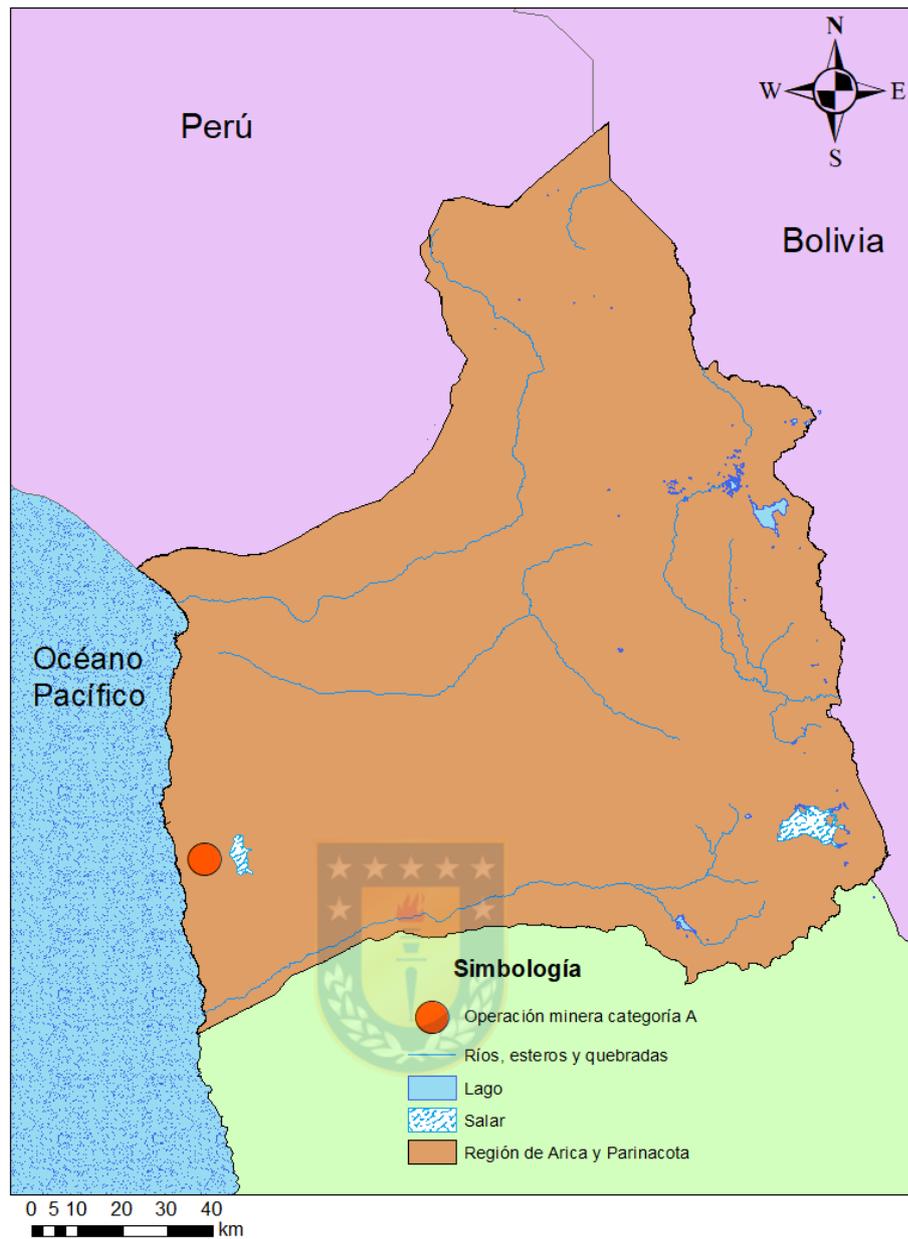
<sup>15</sup> <https://datosretc.mma.gob.cl/dataset/emisiones-al-agua>

<sup>16</sup> <https://www.portaltransparencia.cl/PortalPdT/>

<sup>17</sup> <https://snia.mop.gob.cl/BNAConsultas/reportes>

<sup>18</sup> <https://www.cochilco.cl/Lists/Anuario/Attachments/23/AE2019WEB.pdf>

<sup>19</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)



**Figura 2: Análisis para la región de Arica y Parinacota**  
Fuente: Elaboración propia

### 3.1.2 Región de Tarapacá

Para la región de Tarapacá se analizan las operaciones mineras Cerro Colorado Ltda., Teck Quebrada Blanca S.A. y Doña Ines de Collahuasi, las cuales poseen una capacidad de tratamiento diario de 71.644, 30.000 y 177.314 toneladas métricas, respectivamente (SERNAGEOMIN, 2019)<sup>20</sup>. Las operaciones mencionadas son clasificadas como categoría A, pero no hay registro de sus descargas. En la Figura 3 se ilustran los principales antecedentes para la región.

<sup>20</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)



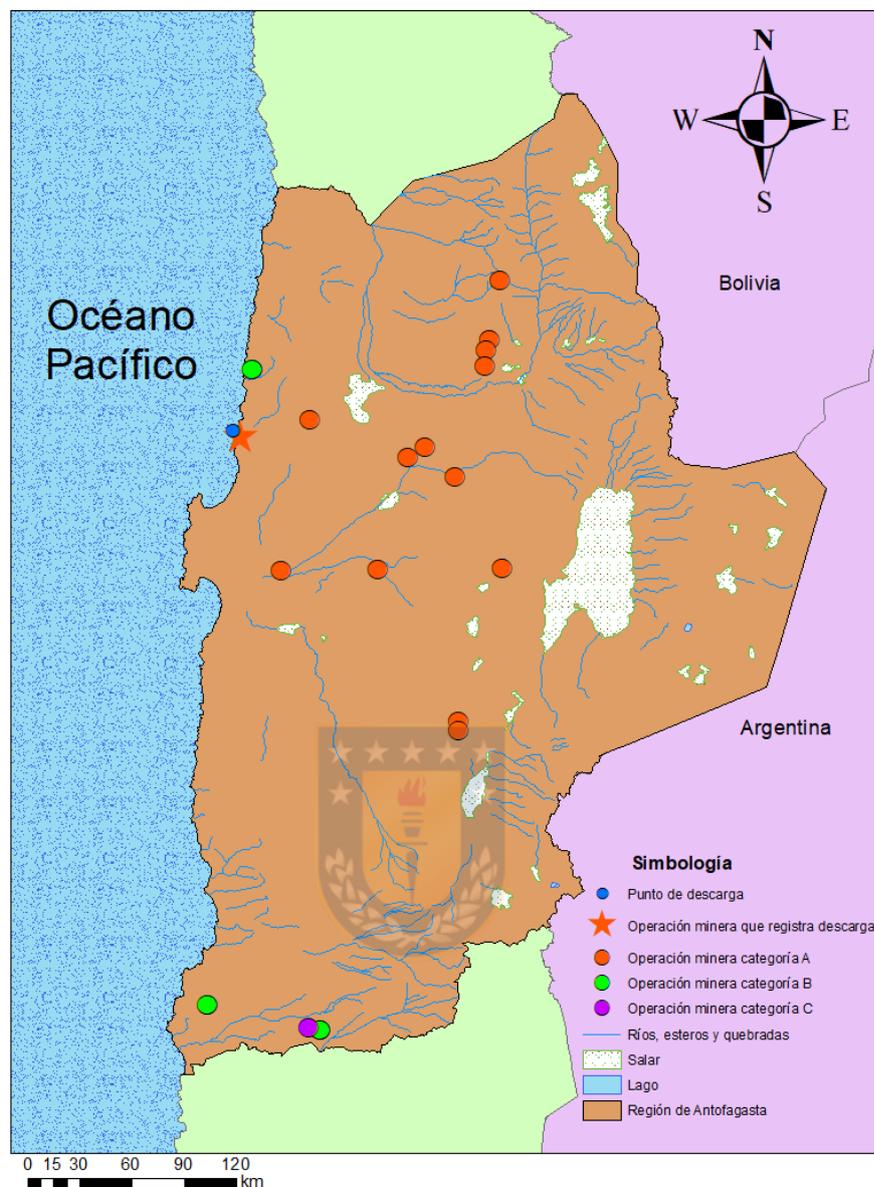
**Figura 3: Análisis para la región de Tarapacá**

Fuente: Elaboración propia

### 3.1.3 Región de Antofagasta

Para la región de Antofagasta se analizan las siguientes operaciones mineras de categoría A: SCM El Abra, las divisiones Radomiro Tomic – Chuquicamata – Ministro Hales y Gabriela Mistral de CODELCO, Mina Antucoya, Minera Spence, Mina Sierra Gorda, Lomas Bayas, Mantos Blancos, Minera Zaldívar, Centinela, Michilla y Minera Escondida. Dentro de la categoría B se encuentran las operaciones Mantos de la Luna, Las Cenizas y Mina Altamira. Por último, dentro de la categoría C se encuentra la operación minera Centenario Copper Chile Ltda. La capacidad de producción diaria de las operaciones categoría A corresponde a 1.972.088 toneladas métricas, mientras que la categoría

B posee una capacidad de producción diaria de 15.180 toneladas métricas (SERNAGEOMIN, 2019)<sup>21</sup>. En la Figura 4 se resumen los hallazgos para la región de Antofagasta.



**Figura 4: Análisis para la región de Antofagasta**

Fuente: Elaboración propia

La minera Escondida no presenta descargas en aguas superficiales según reporta el Informe del Agua elaborado por BHP (2018)<sup>22</sup>. De igual manera, CODELCO menciona en sus informes de sustentabilidad que la División Norte no descarga riles en aguas superficiales. Para la minera Michilla se conocen las concentraciones de las descargas entre los años 2013 y 2019 según reporta la SMA, y además, que el punto de descarga está localizado en Puerto Michilla (Antofagasta). Según la producción reportada por COCHILCO (2020)<sup>23</sup>, la minera Michilla cesó su producción el año 2015 y el año 2019 vuelve la producción, pero las descargas continuaron en los años siguientes al 2015.

<sup>21</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)

<sup>22</sup> [https://www.bhp.com/-/media/documents/investors/annual-reports/2018/181218\\_bhpinformedegua.pdf](https://www.bhp.com/-/media/documents/investors/annual-reports/2018/181218_bhpinformedegua.pdf)

<sup>23</sup> <https://www.cochilco.cl/Lists/Anuario/Attachments/23/AE2019WEB.pdf>

Por otra parte, Molynor es una compañía dedicada a la producción de Molibdeno en Mejillones, región de Antofagasta, en este caso la DGA no tiene datos asociados a la cuenca receptora de las descargas, mientras que la SMA registra datos de descarga de RILEs<sup>24</sup> entre los años 2013 y 2019, dentro de los cuales no se incluye cobre. A partir de la ubicación de las descargas se concluye que Michilla y Molynor generan descargas marítimas.

En la Tabla 1 se presenta un resumen de la concentración promedio anual de As y Cu para las descargas de las operaciones mineras mencionadas, según los datos que entrega la SMA para cada año. Si bien Molynor no se dedica a la explotación de cobre, se agregan tan solo para registrar toda la información disponible con respecto a descargas mineras. Cabe destacar que las descargas de la operación Michilla, a pesar de ser una compañía que se especializa en la producción de cobre, no son consideradas en la valorización, dado que la presente investigación solo contempla el daño por las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua superficial, no en superficies marítimas. Para realizar dicha valorización, sería preciso conocer el efecto que tiene el exceso de arsénico y cobre en el océano y la pérdida de producción pesquera que conlleva, o los efectos de bioacumulación, bioconcentración, o biomagnificación que podrían alterar a la salud de las personas tras su ingesta.

**Tabla 1. Descargas mineras en la región de Antofagasta**

Año	Michilla		Molynor	
	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]
<b>2013</b>	0,0016	0,1492	0,0119	0
<b>2014</b>	0,0058	0,1058	0,0103	0
<b>2015</b>	0,0022	0,2950	0,0077	0
<b>2016</b>	0,0024	0,2150	0,0042	0
<b>2017</b>	0,0024	0,2158	0,0037	0
<b>2018</b>	0,0014	0,0983	0,0021	0
<b>2019</b>	0,0026	0,1013	0,0017	0

Fuente: Elaboración propia a partir de información de la SMA

### 3.1.4 Región de Atacama

En la región de Atacama se analizan las operaciones mineras categoría A: El Salvador (CODELCO), Mantos Copper (Manto Verde), Minera Candelaria, Proyecto Caserones, y la actualmente cerrada operación Pascua Lama. También, se analizan las operaciones categoría B: Ojos del Salado, Sociedad Punta del Cobre, Minera Carola, Atacama Kozan. Adicionalmente, existen datos de las descargas de la Compañía Minera del Pacífico (CAP) que es una operación categoría A, pero dado que se trata de una operación de hierro sus descargas no son cuantificadas económicamente en este estudio que se enfoca en la minería del cobre. La capacidad de producción diaria de las operaciones mineras de

<sup>24</sup> Riles: Residuos Industriales Líquidos.

cobre categoría A es aproximadamente de 264.173 toneladas métricas, mientras que la categoría B produce aproximadamente 21.709 toneladas métricas diarias (SERNAGEOMIN, 2019)<sup>25</sup>. En la Figura 5 se resume el análisis realizado para la región de Atacama.



**Figura 5: Análisis para la región de Atacama**

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo con la revisión de la información disponible, se pudo concluir que en la División El Salvador existen dos puntos de descarga, aunque no se realizan descargas de aguas residuales todos los años. Las fuentes oficiales que informan la concentración de las descargas son el RETC y la SMA, esta última fue consultada mediante el Portal Transparencia.

El primer punto de descarga se ubica en el río Salado Alto. Tapia et al. (2018), determinan que en este río la concentración normal para Arsénico y Cobre es 0,028 mg/l, también afirman que las descargas en este punto fueron permitidas hasta 1990 por orden de la Corte Suprema de Chile. Luego,

<sup>25</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)

se construyó un tranque de relaves que sigue en operación ya que según las coordenadas que entrega el RETC para los años 2016-2018 las descargas fueron realizadas en este punto. Para el mismo período, la SMA entrega información de descargas, aunque con cierta diferencia entre la concentración calculada a partir de los datos de RETC y la entregada por la SMA. Al analizar el río Salado mediante Google Earth, es posible apreciar que hay años donde es prácticamente inexistente, lo cual se explica porque el río Salado Alto tiene la particularidad de ser catalogado como de caudal efímero, puesto que es consecuencia del invierno altiplánico (Niemeyer, 1980).

El segundo punto de descarga es Quebrada Norte, Potrerillos, según informa CODELCO (2018)<sup>26</sup>. Las coordenadas proporcionadas por RETC, indican que las descargas en este punto fueron realizadas durante los años 2006, 2007 y 2010. Para los años 2008, 2009, 2001-2015 no se registraron descargas por parte de la División El Salvador. Finalmente, la DGA no presenta puntos de monitoreo cercanos a los lugares de descargas de las aguas contaminadas emitidas por la División El Salvador.

**Tabla 2. Descargas de la División El Salvador**

Año	Producción [miles TM fino]	Caudal		Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]
		Descarga As [ton]	Descarga Cu [ton]				
2006	80,6	0,100	0,140	15.364	0,007	0,00911	-
2007	63,9	0,279	0,054	589	0,474	0,09168	-
2008	42,7	-	-	-	-	-	-
2009	65,5	-	-	296	-	-	-
2010	76,2	0,037	0,101	47	0,788	2,13855	-
2011	69,0	-	-	-	-	-	-
2012	62,7	-	-	-	-	-	-
2013	54,3	-	-	-	-	-	-
2014	54,0	-	-	-	-	-	-
2015	48,6	-	-	-	-	-	-
2016	59,8	0,560	0,147	115	4,867	1,28230	0,732
2017	62,0	0,245	0,120	258	0,948	0,46592	0,939
2018	60,8	0,156	0,100	127	1,231	0,79018	1,032

Fuente: Elaboración propia a partir de información de la SMA, COCHILCO, CODELCO y RETC

A partir de los datos de la SMA, también es posible conocer las descargas mineras de Pascua Lama entre los años 2017-2019 y que el punto de descarga es Quebrada Barriales en la región de Atacama. Dicho punto no está monitoreado por la DGA, por lo cual no es posible obtener datos para conocer el comportamiento de la cuenca tras la descarga de aguas residuales. Sin embargo, existe un documento oficial del año 2016 de la Comisión Regional del Medio Ambiente (Región de Atacama) el cual señala que la concentración natural de cobre en la quebrada barriales es 1,62 mg/l, ampliamente superior al establecido por el DS 90/2000 para la descarga de riles. El mismo

<sup>26</sup>

[https://www.codelco.com/prontus\\_codelco/site/artic/20190805/asocfile/20190805110519/reporte\\_sustentabilidad\\_2018\\_codelco.pdf](https://www.codelco.com/prontus_codelco/site/artic/20190805/asocfile/20190805110519/reporte_sustentabilidad_2018_codelco.pdf)

documento menciona que al analizar la variación en características de la cuenca para dos periodos, se observa que la conductividad específica aumenta entre 1% y 5% anual según la estación, y también, el sulfato aumenta entre 1% y 2%. Es válido mencionar que Pascua Lama es un proyecto polimetálico, enfocado en la extracción de Oro, Plata y Cobre, pero que debido a los conflictos ambientales que ha generado, nunca logró iniciar sus operaciones. Así, la presencia de descargas puede ser atribuible a pruebas piloto o pruebas de laboratorio.

Por otra parte, la empresa CAP que pertenece a la Compañía Minera Pacifico se dedica al tratamiento de mineral de hierro en la comuna de Huasco. Según la SMA esta empresa realiza sus descargas hacia el océano en el punto 1 Ensenada y el punto “Infiltración”. En la Tabla 3 se presentan las descargas de riles para cada operación minera en los años mencionados. La información sobre la operación de hierro solamente se agrega para registrar todos los datos disponibles con respecto a las descargas mineras en esta región.

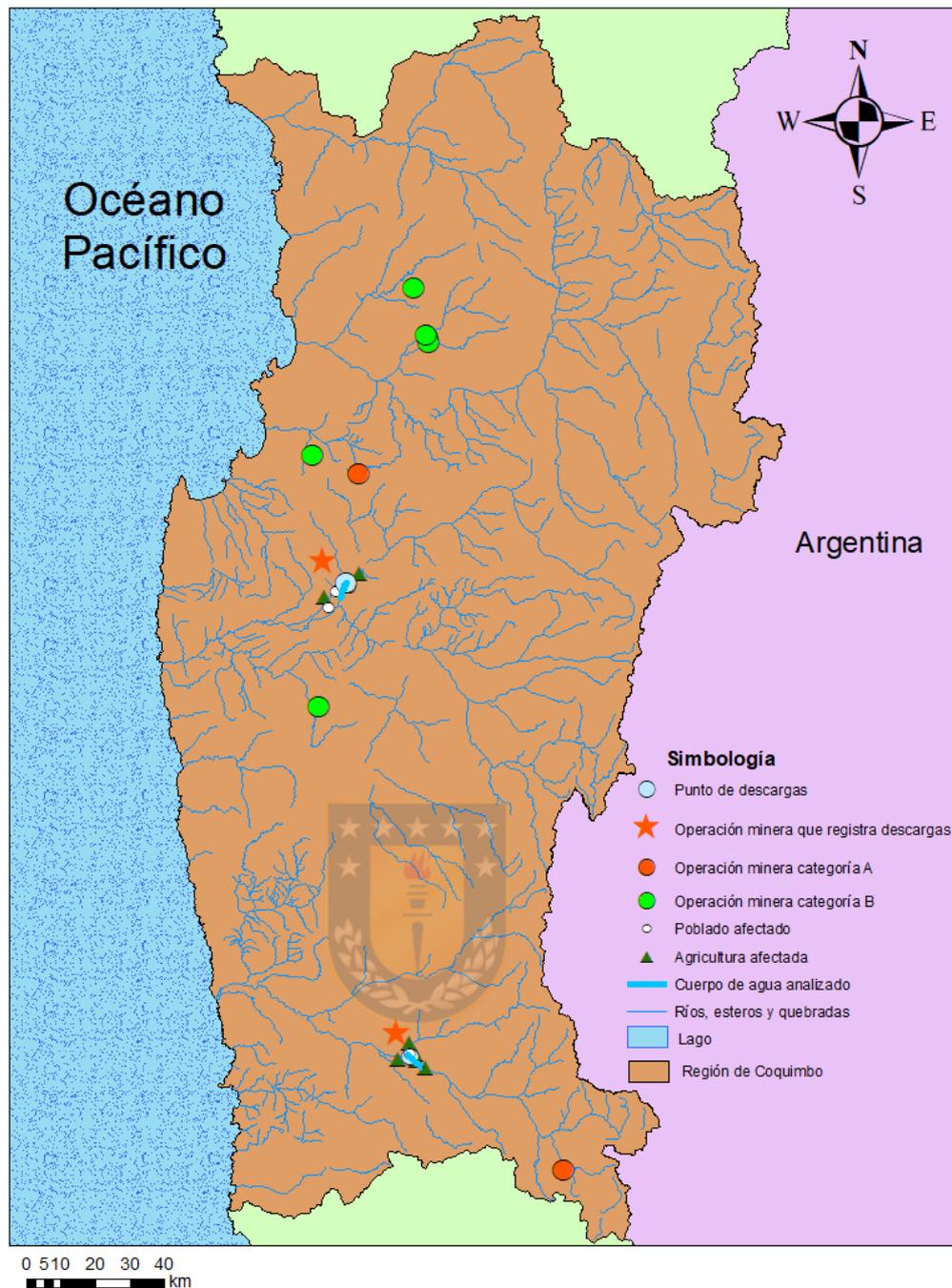
**Tabla 3. Descargas de Pascua Lama y CAP**

Año	Pascua Lama		CAP	
	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]
2017	0,00057	0,00613	0,0033	0,0058
2018	0,00108	0,00366	0,0045	0,0145
2019	0,00112	0,00559	0,0038	0,0055

Fuente: Elaboración propia a partir de información de la SMA

### 3.1.5 Región de Coquimbo

Para la región de Coquimbo se analizan las operaciones mineras Pelambres y Carmen de Andacollo dentro de la categoría A, mientras que dentro de la categoría B se analizan la Mina Tres Valles, Mina Panulcillo, Mina Coca-Cola, Minera Altos de Punitaqui, Mina 21 de Mayo, La Bocona y Minera Tambillos. Además, se agregan detalles de investigaciones con respecto a la faena minera El Indio, la cual ya cesó sus operaciones. Dentro de las faenas que explotan hierro en Coquimbo se encuentra la faena El Romeral de la Compañía Minera del Pacifico, considerada como categoría A. SERNAGEOMIN (2019) reporta que la capacidad de producción minera diaria de las operaciones de cobre categoría A es aproximadamente 295.400 toneladas métricas, mientras que la producción diaria de las operaciones categoría B corresponde a 12.147 toneladas métricas aproximadamente. En la Figura 6 se ilustran las principales operaciones mineras en la región de Coquimbo.



**Figura 6: Análisis para la Región de Coquimbo**

Fuente: Elaboración propia

La minera Tres Valles se ubica en el curso medio del río Choapa y comenzó su producción en el año 2010. El RETC informa descargas para los años 2013-2018 y la SMA informa descargas para los años 2016-2018. Sin embargo, no se cuenta con información respecto a los metros cúbicos de agua descargados por la operación minera. Tampoco es posible determinar con exactitud cuál es el punto de monitoreo de la DGA en el que se pueden evaluar los efectos de las descargas ya que no existe información al respecto. En la Tabla 3 se muestran las toneladas descargadas de Cu y As que informa el RETC, y también, la concentración promedio anual de las descargas monitoreadas por la SMA.

**Tabla 4. Descargas de la Minera Tres Valles**

<b>Año</b>	<b>Producción [miles TM fino]</b>	<b>Descarga As [ton]</b>	<b>Descarga Cu [ton]</b>	<b>Descarga As [mg/l]</b>	<b>Descarga Cu [mg/l]</b>
<b>2013</b>	12,5	0,000096987	0,001098339	-	-
<b>2014</b>	8,2	0,000270835	0,003187209	-	-
<b>2015</b>	5,8	0,000080100	0,001285460	-	-
<b>2016</b>	5,4	0,000167244	0,002474959	0,010	0,114
<b>2017</b>	5,9	0,000052426	0,000579282	0,007	0,126
<b>2018</b>	5,9	0,000000022	0,000000154	0,001	0,007

Fuente: Elaboración propia a partir de información de la SMA, COCHILCO, CODELCO Y RETC

Según informa la minera Los Pelambres en su reporte de sustentabilidad<sup>27</sup>, esta operación no realiza descargas en aguas superficiales. Cabe destacar que las aguas superficiales aledañas a la instalación minera (cuenca del río Choapa) históricamente presentan bajos niveles de pH y altos niveles de metales, siendo esta la razón del nombre de la división ya que animales presentan problemas en su pelaje al entrar en contacto con dichas aguas (Parra et al., 2011).

En el caso de la minera Panulcillo, un informe realizado por la consultora CADE (CADE, 2004)<sup>28</sup> registra un cambio en la concentración de cobre aguas arriba y aguas abajo del río Limarí. Específicamente, las mediciones son 0,18 mg/l aguas arriba y 5,3 mg/l aguas abajo, es decir, 5,12 mg/l de variación. Sin embargo, no hay información con respecto a las posibles descargas que efectúa esta operación. Según un informe realizado por la Empresa Nacional de Minería (ENAMI) en el año 2016 titulado “Informe Técnico Vida Útil Mina Panulcillo Mina Base Planta Delta”<sup>29</sup>, la producción correspondiente a la mina Panulcillo es de 50.000 toneladas de mineral de cobre por mes.

La minera El Indio actualmente se encuentra cerrada, pero existe un estudio del año 2006 en el cual se analizó cómo varía la concentración anual de Cu, Fe y As en los ríos El Toro y Turbio (cuenca del río Elqui) (Guevara et al., 2006). En ese estudio se muestra que en el periodo 1982-1994, el As aumentó desde 0,5 hasta 1 mg/l y el Cu desde 2,5 a 10 mg/l en el río Toro, mientras que en el río Turbio el As varió desde 0,2 a 0,4 mg/l y el Cu desde 0,5 hasta 3 mg/l. Un reportaje realizado por la web “Minería Chilena<sup>30</sup>” indica que el proyecto El Indio comenzó sus actividades en el año 1981, pero en el año 1978 ya existía explotación y exportación del yacimiento minero, el cual terminó sus operaciones en el año 2002.

<sup>27</sup> [https://www.aminerals.cl/media/5649/antofagasta-minerals\\_reporte-sustentabilidad\\_2017.pdf](https://www.aminerals.cl/media/5649/antofagasta-minerals_reporte-sustentabilidad_2017.pdf)

<sup>28</sup> <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Limari.pdf>

<sup>29</sup> <https://mail.comisionminera.cl/seminarios-talleres-y-cursos/presentaciones-de-seminarios-y-talleres/category/66-taller-estimacion-de-vida-util-para-el-cierre-de-faenas-mineras-30-abril-2014?download=460:06-informe-tecnico-vida-util-mina-panulcillo-a-munoz-m-moreno-enami>

<sup>30</sup> <https://www.mch.cl/reportajes/el-indio-primer-gran-proyecto-minero-privado-en-chile/#>

### 3.1.6 Región de Valparaíso

Para la región de Valparaíso se analizaron las faenas Division Andina y Fundicion Ventanas de CODELCO, Mina Cerro Negro y la Division El Soldado (Angloamerican) dentro de la categoría A, mientras que dentro de la categoría B se encuentra la Minera las Cenizas y Minera Amalia, y dentro de la categoría C solamente opera la Mina Don Jaime. La producción diaria para las operaciones categoría A es de aproximadamente 114.500 toneladas métricas, para la categoría B hay una capacidad de producción diaria de 6.000 toneladas métricas, mientras que para la categoría C hay una capacidad de producción diaria de 660 toneladas métricas (SERNAGEOMIN, 2019)<sup>31</sup>. En la Figura 7 se resumen los principales detalles para la región de Valparaíso.



**Figura 7: Análisis para la región de Valparaíso**

Fuente: Elaboración propia

<sup>31</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)

Según informa CODELCO, la División Andina realiza descargas mineras en el Río Blanco, el cual pertenece a la Cuenca del Río Aconcagua. Por otro lado, la consultora CADE afirma que los puntos afectados por las descargas mineras son “Río Blanco en Central Hidroeléctrica” y “Río Blanco en Río Blanco” (CADE, 2004)<sup>32</sup>. Desde la DGA es posible obtener información de la geoquímica en el punto “Río Blanco en Río Blanco”, pero no en el punto “Río Blanco en Central Hidroeléctrica”. El RETC no informa descargas de la División Andina, mientras que la SMA informa descargas entre los años 2014-2018. En la Tabla 5 se resumen el caudal, toneladas y concentración de Cu y As en las descargas anuales que genera la División Andina, así como también, promedios anuales para la geoquímica, caudal y las precipitaciones que informa la DGA para el punto receptor de descargas “Río Blanco en Río Blanco”.

**Tabla 5. Descargas de la División Andina y geoquímica del río Blanco**

Año	Producción [miles TM fino]	Descarga As [ton]	Descarga Cu [ton]	Caudal Descarga [miles m <sup>3</sup> /año]	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]	Concentración media As [mg/l]	Concentración media Cu [mg/l]	Caudal cuenca [m <sup>3</sup> /s]	Precipitaciones [mm]
1995	145,8	-	-	-	-	-	0,0245	5,8	2,70	-
1996	154,4	-	-	-	-	-	0,0135	0,56	0,82	-
1997	145,4	-	-	-	-	-	0,015	0,83	3,63	-
1998	164,0	-	-	-	-	-	0,018	11,8	4,15	-
1999	249,3	-	-	-	-	-	0,024	0,93	1,71	-
2000	258,0	-	-	-	-	-	0,0175	0,48	3,85	-
2001	253,3	-	-	-	-	-	0,0255	4,92	5,53	-
2002	218,7	-	-	-	-	-	0,0085	4,525	5,67	-
2003	235,8	-	-	-	-	-	0,01	6,405	6,06	-
2004	239,9	-	-	-	-	-	0,0125	3,58	2,26	-
2005	248,2	-	-	-	-	-	0,008	7,02	5,95	-
2006	236,4	-	-	-	-	-	0,0135	1,665	7,82	-
2007	218,4	-	-	-	-	-	0,007	0,3	4,45	-
2008	219,5	-	-	-	-	-	0,0055	0,09	5,21	-
2009	209,7	-	-	-	-	-	0,0075	0,83	2,27	-
2010	188,5	-	-	-	-	-	0,0075	0,0895	2,08	-
2011	234,4	-	-	-	-	-	0,0125	0,3405	1,37	-
2012	249,9	-	-	-	-	-	0,009	0,186	1,50	-
2013	236,7	-	-	-	-	-	0,005	0,0965	2,01	-
2014	232,4	0,045	1,019	14664	0,0031	0,0695	0,0035	0,141	3,36	13,63
2015	224,3	0,089	0,795	13678	0,0065	0,0581	0,0085	0,0485	3,10	35,59
2016	193,4	0,084	0,479	10851	0,0077	0,0441	0,006	0,3885	4,23	51,65
2017	220,0	0,064	1,161	9856	0,0065	0,1178	0,0085	0,012	2,58	21,35
2018	195,5	0,059	0,652	9856	0,006	0,06612	0,0075	0,0375	0,94	21,08

Fuente: Elaboración propia a partir de COCHILCO, SMA, CODELCO y DGA

Angloamerican no registra datos de descargas por actividad minera en el RETC o en la SMA. Por su parte, la Fundición Ventanas registra descargas en la SMA, las cuales son vertidas en las costas de la Bahía de Quintero. En la Tabla 6 se muestra la concentración promedio anual según los reportes de la SMA.

<sup>32</sup> <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Aconcagua.pdf>

**Tabla 6. Descargas de la Fundición Ventanas**

Año	Producción <sup>33</sup> (kt)	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]
2017	189	0,0419167	0,137
2018	189	0,01445	0,098083
2019	189	0,0059833	0,034167

Fuente: SMA

La División Ventanas forma parte del complejo industrial “Parque Industrial Ventanas”, en el cual se desarrollan otras actividades industriales (transporte, energía, generación termoeléctrica, entre otros). Dentro de las caletas aledañas que podrían verse afectadas por las descargas se encuentran las caletas El Manzano, El Embarcadero, Loncura y Ventana, y también, los sectores poblados Ventanas, La Greda, Los Maitenes, Loncura y Campiche. Estas áreas han recibido mayoritariamente los impactos de los diferentes procesos industriales que generan una alta emisión de contaminantes y sustancias nocivas para el ambiente que pueden afectar la salud de los habitantes de esas localidades<sup>34</sup>.

Con respecto a las descargas de Cu y As en la Bahía de Quintero, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2013)<sup>35</sup> afirma que las descargas de Cu están dominadas por la empresa Central Térmica Nueva Ventanas, mientras que el aporte de las restantes industrias es considerablemente menor. Por otra parte, las descargas de As están dominadas por las empresas GNL Quintero y Central Térmica Nueva Ventanas, mientras que el aporte de las restantes también es considerablemente menor. El Cu corresponde al cuarto elemento más descargado en la Bahía, generando acumulación en la biota. Dentro de la biota estudiada por el Ministerio del Medio Ambiente, algunas especies (choritos, jaiba y jurel) presentan peligro por los efectos de bioconcentración y biomagnificación. Por su parte, el As es el elemento menos descargado en la Bahía y podría generar efectos de bioconcentración y biomagnificación (jaiba), pero no se puede concluir su impacto dado que no se conocen datos de concentración de As en el mar.

Los principales hallazgos descubiertos por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2013) con respecto a las descargas en la bahía de Quintero son los siguientes. El análisis de riesgo realizado permite concluir que las concentraciones ambientales de los metales arsénico, cadmio, cromo y mercurio no presentan riesgo ecológico, pero la concentración de cobre presenta una probabilidad sobre el 89.8% de producir efectos crónicos. También, se realizó un análisis integrado con la finalidad de evaluar la interacción entre las descargas que ingresan a la bahía y su estado ecológico actual. Sin embargo, al simular la descarga de la División Ventanas de CODELCO de forma independiente, no se observa un aumento considerable en la concentración de metales en el entorno de la descarga, lo cual se debe a que el caudal de descarga es muy pequeño (0,01 m<sup>3</sup>/s). El mayor aumento en la

<sup>33</sup> Global Copper Smelter Supply Summary, Wood Mackenzie (2018).

<sup>34</sup> [https://www.terram.cl/descargar/ambiente/contaminacion/adcm\\_-\\_analisis\\_de\\_coyuntura\\_medio\\_ambiente/ADC-31-La-negligente-realidad-de-la-Bahia-de-Quintero-.pdf](https://www.terram.cl/descargar/ambiente/contaminacion/adcm_-_analisis_de_coyuntura_medio_ambiente/ADC-31-La-negligente-realidad-de-la-Bahia-de-Quintero-.pdf)

<sup>35</sup> [http://www.munipuchuncavi.cl/2.0/sitio10/medioambiente/estudios/articulos-55902\\_InformeFinal\\_CEA.pdf](http://www.munipuchuncavi.cl/2.0/sitio10/medioambiente/estudios/articulos-55902_InformeFinal_CEA.pdf)

concentración se obtuvo en el caso del Cu ya que en el entorno de la descarga efectuada por la fundición minera se produciría un aumento del orden del 4% respecto a la concentración de Cu medida en la bahía de Quintero, lo que implicaría la necesidad de reducir las descargas que ingresan a la bahía para no agudizar el efecto crónico sobre los organismos. Finalmente, la modelación demostró que los aportes de metales por aporte difuso provenientes del material particulado sedimentable (MPS) no serían significativos ya que no se generaron cambios cuantificables en las concentraciones de metales totales respecto al caso donde sí se considera el aporte de metales por MPS. Finalmente, el análisis ecotoxicológico realizado tuvo por objetivo evaluar los efectos producidos por la exposición a muestras de aguas superficiales y residuos industriales líquidos provenientes de la zona de Puchuncaví. Para esto, se utilizaron bioensayos con tres especies estándar, representativas de tres niveles tróficos: *Selenastrum capricornutum* (microalga), *Daphnia ambigua* (zooplancton) y *Danio rerio* (pez), considerando una muestra de cinco litros de descargas de la División Ventanas, Estero Campiche, GNL, Río Aconcagua, ENAP, entre otros. En el bioensayo con microalgas se observó inhibición significativa de 6,25% en la tasa de crecimiento respecto a los controles. En el bioensayo con zooplancton se observó un aumento significativo en el número de organismos inmóviles a medida que la concentración aumenta. Para los bioensayos con peces se observó un aumento significativo de la letalidad a medida que la concentración aumenta. La única excepción fue la muestra de descargas de Codelco, estero Campiche y ENAP, donde la letalidad fue nula en la mayoría de las concentraciones ensayadas. Finalmente, en las muestras de los riles de Codelco, se observó un mayor efecto negativo sobre el zooplancton que sobre las microalgas y los peces.

### **3.1.7 Región de O'Higgins**

En la región de O'Higgins, se analizan las siguientes operaciones mineras categoría A: División El Teniente de Codelco y Minera Valle Central. Estas operaciones tienen una capacidad de producción diaria de 332.000 toneladas métricas (SERNAGEOMIN, 2019)<sup>36</sup>. Es preciso mencionar que la Minera Valle Central se encarga de procesar relaves mineros provenientes principalmente desde la División El Teniente. En la Figura 8 se ilustran los principales hallazgos para la región de O'Higgins.

---

<sup>36</sup> [https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario\\_2019\\_act100720.pdf](https://www.sernageomin.cl/pdf/anuario_2019_act100720.pdf)



**Figura 8: Análisis para la Región de O'Higgins**  
Fuente: Elaboración propia

El RETC informa que la División El Teniente realiza descargas en dos puntos diferentes. En el estero Carén (actualmente conocido como estero Alhué) que pertenece a la Cuenca Rapel, y en las cercanías del estero Coya que es afluente del Río Cachapoal. Un estudio realizado por la consultora CADE y apoyado por la DGA el año 2004 muestra que el Estero Coya es el más afectado en su calidad debido a las descargas mineras (CADE, 2004)<sup>37</sup>. Además, al analizar la composición química que informa la DGA para el punto “Estero Alhue antes Caren”, es posible observar que no hay mayor alteración de la concentración de arsénico y cobre en este punto. Por lo tanto, para efectos de la investigación solo se analiza el punto “Rio coya antes rio Cachapoal”.

<sup>37</sup> <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Rapel.pdf>

En la Tabla 7 se presenta el caudal de descarga, producción y descargas de la División El Teniente con datos obtenidos desde la base de datos del RETC y CODELCO, y también, la concentración y precipitaciones en el punto Río Coya registrado por la DGA, puesto que es el punto más afectado.

**Tabla 7. Descargas de la División Teniente y geoquímica del río Coya**

Año	Producción [miles TM de fino]	Descarga As [ton]	Descarga Cu [ton]	Caudal Descarga [miles m3]	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]	Concentración Río Coya As [mg/l]	Concentración Río Coya Cu [mg/l]	Precipitaciones [mm]
2006	418,3	12,430	930,720	63.314	0,1963	14,7001	0,137	18,4	44,33
2007	404,7	0,385	188,245	51.176	0,0075	3,6784	0,0135	3,375	20,36
2008	381,2	1,018	11,530	74.762	0,0136	0,1542	0,093	3,715	35,40
2009	404,1	0,449	2,583	58.401	0,0077	0,0442	0,0335	3,567	29,87
2010	403,6	0,366	1,732	41.741	0,0088	0,0415	0,0335	1,618	22,58
2011	400,3	0,088	1,812	24.247	0,0036	0,0747	0,12	18,061	19,06
2012	417,2	0,267	2,011	42.464	0,0063	0,0474	0,038	1,999	33,00
2013	450,4	1,044	5,924	38.648	0,0270	0,1533	0,0395	2,0025	16,70
2014	455,5	-	-	22.505	-	-	0,047	1,886	18,72
2015	471,2	0,333	0,583	41.976	0,0079	0,0139	0,041	2,236	28,14
2016	475,3	0,146	0,900	45.976	0,0032	0,0196	0,0195	6,1465	33,62
2017	464,3	0,434	5,356	50.380	0,0086	0,1063	0,023	2,1885	31,37
2018	465	0,135	1,155	39.318	0,0034	0,0294	0,0505	0,54	18,99

Fuente: Elaboración propia a partir de COCHILCO, RETC, CODELCO y DGA

Si bien la descarga de Cu y As para el año 2006 son bastante elevadas, los valores están correctos de acuerdo con la información oficial que entrega la RETC<sup>38</sup> dicho año. Además, la concentración de cobre y arsénico reportada por la DGA para el punto de descarga en el año en cuestión muestra ser bastante mayor al resto de los años.

### 3.1.8 Otras regiones de Chile

También, se investigaron otras faenas mineras, tales como El Toqui (Región de Aysén) y Huachipato (Región del Bío-Bío). Según informa la SMA, en la minera El Toqui los puntos de descarga son Estero San Antonio y punto 2 la leñera Río Toqui. Aunque se conocen las descargas para los años 2015-2018 la DGA no monitorea dicho punto. Es importante mencionar que dicha minera se dedica a la producción de Zinc, Plomo y Plata. Finalmente, la empresa Huachipato desarrolla sus actividades en Talcahuano, región del Bío-Bío, en este caso sus descargas se realizan en la Bahía de San Vicente según informa la SMA. En la Tabla 8 se presenta un resumen con la concentración promedio según los datos que entrega la SMA para cada año. Cabe destacar que, si bien estas operaciones no se enfocan en la producción de cobre, esta información es entregada tan solo para mencionar toda la información disponible que existe respecto a las descargas realizadas por el sector minero.

<sup>38</sup> [https://datosretc.mma.gob.cl/dataset/emisiones-al-agua/resource/8bc2edb6-ad82-474b-af10-d3fb104e74f4?view\\_id=36f79f05-663e-45a7-9abe-b9ed7154efaf](https://datosretc.mma.gob.cl/dataset/emisiones-al-agua/resource/8bc2edb6-ad82-474b-af10-d3fb104e74f4?view_id=36f79f05-663e-45a7-9abe-b9ed7154efaf)

**Tabla 8. Resumen de descargas mineras otras regiones**

Año	El Toqui		Huachipato	
	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]	Descarga As [mg/l]	Descarga Cu [mg/l]
2013	-	-	-	-
2014	-	-	-	-
2015	0,0686	0,0479	-	-
2016	0,2058	0,0298	-	-
2017	0,0855	0,1184	0,0106	0,0175
2018	0,0143	0,0859	0,0100	0,0188
2019	-	-	0,0108	0,0143

Fuente: Datos entregados por SMA

### 3.2 Análisis geográfico de la zona afectada

Esta investigación busca identificar y cuantificar económicamente los daños que genera la minería del cobre sobre la salud de la población y la producción agrícola debido a las descargas mineras de Cu y As en cuerpos de agua superficial. Para lo anterior, se analizan los 5 km más cercanos a los puntos de descarga ya que es la distancia de referencia utilizada normalmente en literatura para los daños de la minería sobre el ambiente (Stein et al., 2002; Shen et al., 2017; Lessmann et al., 2019). Específicamente, las zonas afectadas en el periodo 1995-2018 se localizan en las comunas de Diego de Almagro, Salamanca, Ovalle, Los Andes, San Esteban, Machalí, Olivar, Requínoa y Rancagua. El análisis de la zona afectada se realiza utilizando el herramientas GIS ya que este ha sido utilizado anteriormente en literatura para análisis de contaminación minera (Werner et al., 2019).

La información para elaborar los mapas y posterior análisis a través de herramientas GIS se obtiene desde diferentes fuentes. Las capas comunales, regionales, e hidrográficas se obtienen desde el Laboratorio de Geografía de la Universidad de la Frontera<sup>39</sup>. Las capas de la producción frutícola fueron obtenidas desde el catastro agroindustrial de la web CIREN<sup>40</sup>. Los datos poblacionales y la producción hortícola se obtienen desde la Infraestructura de Datos Geospaciales de Chile<sup>41</sup> (IDE Chile) basados en los resultados del CENSO 2017 y el CENSO Agrícola 2007. Los mapas de las operaciones mineras se obtienen desde el Atlas de Faenas Mineras<sup>42</sup>. Las ubicaciones geográficas de los puntos de descarga de aguas contaminadas se obtienen desde la web RETC e informes de sustentabilidad de la empresa minera estatal CODELCO<sup>43</sup>. Finalmente, los puntos de monitoreo de la calidad del agua superficial se obtienen desde la DGA.

<sup>39</sup> <http://labgeo.ufro.cl/catalogos/chile.html>

<sup>40</sup> <https://www.ciren.cl/descarga-de-capas/>

<sup>41</sup> <http://www.ide.cl/index.php/informacion-territorial/descargar-informacion-territorial>

<sup>42</sup> <https://biblioteca.sernageomin.cl/opac/index.asp>

<sup>43</sup>

[https://www.codelco.com/prontus\\_codelco/site/artic/20190805/asocfile/20190805110519/reporte\\_sustentabilidad\\_2018\\_codelco.pdf](https://www.codelco.com/prontus_codelco/site/artic/20190805/asocfile/20190805110519/reporte_sustentabilidad_2018_codelco.pdf)

Sin embargo, no todas las operaciones mineras realizan sus descargas a cuerpos de agua. Por ejemplo, las operaciones mineras ubicadas en las regiones de Arica y Parinacota, Tarapacá y Antofagasta, así como también, la minera los Pelambres no registran descargas en aguas superficiales. Por su parte, la División El Salvador registra descarga para ciertos años. También, hay operaciones mineras que reportan descargas de residuos líquidos sin que registren producción, lo cual es atribuible a procesos de cierre de mina o pruebas de pilotaje (por ejemplo, Michilla o Pascua Lama).

En consecuencia, la valorización económica de externalidades solo considera operaciones mineras de cobre cuyas descargas afectan directamente a alguna población y/o zona agrícola dentro de los 5 km más cercanos al punto de descarga. Específicamente, para el caso de los problemas asociados a la salud el análisis considera las descargas realizadas por la División El Salvador en los años 2002-2007, 2010, y 2016-2018, División Andina y El Teniente entre los años 2002 y 2018, Mina Panulcillo y el efecto de sus descargas de cobre registrado por la consultora CADE (CADE, 2004)<sup>44</sup>, y también descargas de la minera Tres Valles entre los años 2010-2018. Por otra parte, para la cuantificación económica de la pérdida de producción agrícola generada por las descargas de aguas residuales en la producción agrícola se utilizan las descargas de la División El Teniente entre el periodo 2002-2018 para la región de O'Higgins, y también, los cambios en las concentraciones atribuibles a la mina Panulcillo determinadas por la consultora CADE y las descargas de la minera Tres Valles en el periodo 2010-2018 para la región de Coquimbo. Esta información es procesada para luego realizar el análisis completo en el periodo 1995-2018.

### **3.3 Relación entre producción, descargas y concentraciones de Cu y As**

Para la obtención de la función de daño se requiere relacionar la producción de las operaciones mineras con las descargas de Cu y As, y también, la concentración de Cu y As en el cuerpo de agua receptor. Por lo anterior, se estimaron regresiones estadísticas para obtener las relaciones entre producción, descargas y concentraciones en los cuerpos de agua receptores afectados por las operaciones mineras analizadas en este estudio. Este tipo de metodología ha sido previamente aplicada para realizar análisis hidrológicos por diversos autores (Campos-Aranda, 2011; Campos-Aranda, 2016; W. Li et al., 2019).

Específicamente, se utilizaron los datos reportados en la Tabla 5 y Tabla 7 para estimar una regresión lineal que relacione la producción con las toneladas descargadas de cobre y arsénico a los cuerpos de agua afectados por las operaciones mineras de la División Andina y El Teniente, respectivamente. En la Tabla 9 se puede observar que en ambas operaciones existe una relación positiva y estadísticamente significativa entre la producción de cobre y la cantidad descargada de Cu y As en las aguas residuales. Además, es posible observar que existe un efecto negativo y estadísticamente

---

<sup>44</sup> <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Limari.pdf>

significativo del año en que se generó la descarga para la División El Teniente, lo cual podría atribuirse a que actualmente las normas ambientales son más exigentes que en el pasado.

También a partir de la Tabla 5 y 7, se construyó un panel de datos que incluye información sobre las toneladas descargadas de Cu y As en los cuerpos de agua generadas por las divisiones Andina y El Teniente, las concentraciones de Cu y As en los ríos afectados por estas operaciones y las precipitaciones para determinar el efecto que tienen dichas descargas de Cu y As sobre las concentraciones en el cuerpo de agua receptor, controlando por factores meteorológicos. Las estimaciones para cada contaminante se realizaron con una regresión de panel de efectos fijos, las cuales son reportadas en la Tabla 10.

**Tabla 9. Regresión lineal entre descargas [toneladas] y producción minera [miles de toneladas] con datos de operaciones mineras**

<b>Operación minera</b>	<b>Regresión estimada</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
	<i>Descarga de Cu (ton) = 0,0038997·Produccion</i> (0,0004671)	0,9457
<b>División Andina</b>	<i>Descarga de As (ton) = 0,0003167·Produccion</i> (0,0000425)	0,9329
<b>División El Teniente</b>	<i>Descarga de Cu (ton) = 197646,9+ 9,096003·Produccion – 100,1369·Año</i> (52005,59) (3,197963) (26,43251)	0,6243
	<i>Descarga de As (ton) = 2388,76+ 0,1119063·Produccion –1,210544·Año</i> (749,15) (0,0460671) (0,3807643)	0,5369
<b>División Tres Valles</b>	<i>Descarga As (ton) = 0,0000152·Producción</i> (4,75e-06)	0,6729
	<i>Descarga Cu (ton) = 0,0001897·Producción</i> (0,0000627)	0,6465

Nota: Errores estándares robustos en paréntesis. Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 10. Regresión entre concentraciones [mg/l] y descargas [toneladas] con datos de panel de operaciones mineras**

<b>Regresión de efectos fijos estimada</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Concentración de Cu</b> = 3,238016 + 0,0151528·Descarga de Cu – 0,016984·Precipitaciones (3,279453) (0,0053037) (0,1150155)	0,4314
<b>Concentración de As</b> = 0,0367748 + 0,0078629·Descarga de As – 0,000181·Precipitaciones (0,0214024) (0,0026995) (0,0007595)	0,4311

Nota: Errores estándares robustos en paréntesis. Fuente: Elaboración propia.

Los coeficientes estimados en estas regresiones se utilizan posteriormente para extrapolar los efectos de cambios en la producción minera sobre las descargas de As y Cu, y también, los efectos de las descargas sobre las concentraciones de estos contaminantes en los cuerpos de agua receptor, para las regiones de Atacama, Coquimbo, Valparaíso y O'Higgins. Por ejemplo, con el modelo de regresión obtenido para la División Andina (Valparaíso) presentado en la Tabla 9, se extrapolaron las descargas para la División El Salvador (Atacama) ya que esta última tiene una producción más cercana a la División Andina que a la producción de la División El Teniente (O'Higgins).

### 3.4 Función de daño para la salud humana

El método tradicionalmente utilizado para estimar los costos de degradación ambiental es la función de daño (Swärdh & Genell, 2020; Mardones et al., 2015). Esta comprende una secuencia de modelos interrelacionados. En primer lugar, se requiere un modelo que estime cómo los cambios en la producción de las fuentes emisoras afectan las emisiones o descargas de contaminantes. Luego, un modelo que estime cómo el cambio en las emisiones o descargas de contaminantes modifica las concentraciones ambientales. Posteriormente, se requieren modelos epidemiológicos que vinculen los cambios en las concentraciones de contaminantes con la morbilidad y/o mortalidad sobre la población afectada a través de las funciones concentración-respuesta (C-R). Finalmente, se requiere valorizar económicamente los gastos en salud y mortalidad prematura.

El enfoque de la función de daño ha sido utilizado en muchos países, por ejemplo Siria (Hainoun et al., 2010), Portugal (Silveira et al., 2016), países de la Unión Europea (Krewitt et al., 1999), Filipinas (Delfino, 2016), Chile (Mardones et al., 2015), entre otros.

La función de daño se puede resumir a través de la siguiente ecuación:

$$Costo_i = \sum_j^J \sum_i^I V_{ji} * TB_{ji} * Pob_i * \beta_{ji} * \frac{\Delta C_i}{\Delta E_i} * \frac{\Delta E_i}{\Delta y} \quad (1)$$

Donde:

$Costo_i$  = Costo total anual del daño en salud asociado al contaminante  $i$

$V_{ji}$  = Valorización económica unitaria del efecto en salud  $j$  asociado al contaminante  $i$

$TB_{ji}$  = Tasa base de casos por año del efecto en salud  $j$  asociado al contaminante  $i$

$Pob_i$  = Población expuesta al contaminante  $i$

$\beta_{ji}$  = Coeficiente C-R del efecto en salud  $j$  asociado al contaminante  $i$

$\frac{\Delta C_i}{\Delta E_i}$  = Factor que relaciona cambios en la concentración del contaminante  $i$  asociados a la variación en la emisión del contaminante  $i$

$\frac{\Delta E_i}{\Delta y}$  = Factor que relaciona cambios en la emisión del contaminante  $i$  asociados a la producción minera

#### 3.4.1 Costos unitarios de enfermedades y valor estadístico de la vida

Para el caso de la morbilidad por ingesta de As a través del agua se analizan las siguientes enfermedades: cáncer pulmonar, cáncer vesical, cáncer renal, cardiopatía coronaria, ataque cerebrovascular y enfermedad cardiovascular. Para la morbilidad por el consumo de Cu a través del agua se analizan problemas gastrointestinales y nauseas. Finalmente, se analiza la mortalidad por la

ingesta de As a través del agua para las siguientes enfermedades: cáncer pulmonar, vesical y renal, cardiopatía coronaria, infarto agudo al miocardio, ataque cerebrovascular, y enfermedad cardiovascular. Cabe recordar que la ingesta de Cu a través del agua no genera riesgo de mortalidad de acuerdo con la literatura revisada.

El costo unitario de las enfermedades fue obtenido principalmente desde la Superintendencia de Salud<sup>45</sup> y estudios científicos (López-Montecinos et al., 2016). Por otra parte, para determinar el daño económico causado por la mortalidad del agua contaminada, se utilizó el valor estadístico de la vida en Chile estimado por Mardones & Riquelme (2018).

En la Tabla 11 se agregan los costos unitarios según enfermedad o defunción analizada. Cabe destacar que se considera el mismo valor en dólares para todos los años estudiados, debido a que no existe un registro histórico de costos médicos y se ha observado que el IPC no tiene el mismo comportamiento que los precios de la salud.

**Tabla 11: Costo de enfermedades y valor estadístico de la vida [CLP y US\$]**

Enfermedades	Diagnostico [CLP]	Tratamiento [CLP]	Seguimiento 2do año [CLP]	Seguimiento 5to año [CLP]	Total [CLP]	Total [US\$]
<b>Cáncer pulmonar</b>	\$335.980	\$3.821.680	\$177.140	\$88.570	\$4.423.370	\$6.860
<b>Cáncer vesical</b>	\$166.150	\$2.236.570	-	\$22.480	\$2.425.200	\$3.761
<b>Cáncer renal</b>	\$519.120	\$18.848.700	-	-	\$19.367.820	\$30.038
<b>Gastrointestinal</b>	\$30.891	-	-	-	\$30.891	\$48
<b>Nauseas</b>	\$30.891	-	-	-	\$30.891	\$48
<b>Cardiopatía coronaria</b>	\$575.063	-	-	-	\$575.063	\$892
<b>Ataque cerebrovascular</b>	\$110.190	\$1.266.490	\$268.680	-	\$1.645.360	\$2.552
<b>Enfermedad cardiovascular</b>	\$57.5063	-	-	-	\$575.063	\$892
<b>Valor estadístico de la vida</b>	-	-	-	-	-	\$3.700.000

Fuente: Artículos científicos (López-Montecinos et al, 2016; Mardones & Riquelme, 2018) y Súper Intendencia de Salud (Chile)<sup>46</sup>

<sup>45</sup> [http://www.supersalud.gob.cl/difusion/665/w3-propertyvalue-1962.html#accesos\\_fichas\\_ges\\_6](http://www.supersalud.gob.cl/difusion/665/w3-propertyvalue-1962.html#accesos_fichas_ges_6)

<sup>46</sup> <http://www.supersalud.gob.cl/portal/w3-channel.html>

### 3.4.2 Egresos hospitalarios y defunciones

Los egresos hospitalarios y defunciones asociados a las enfermedades mencionadas anteriormente, fueron obtenidos desde el Departamento de Estadística e Información de la Salud (DEIS)<sup>47</sup>, las cuales entregan los datos entre los años 2001 y 2018 para los egresos, y también, datos entre los años 2001 y 2017 para las defunciones. Para los años anteriores (1995-2000) se utilizó el mismo valor que entrega la DEIS para el año 2001 tanto para egresos como defunciones; mientras que para las defunciones del año 2018 se utilizaron los mismos datos que entrega la DEIS para el año 2017. Cabe mencionar que, para obtener solo los diagnósticos asociados a las enfermedades investigadas, se implementó un filtro en el software RStudio.

### 3.4.3 Población total y población afectada

La población fue obtenida de los datos entregados por el Censo 2017<sup>48</sup>, 2012<sup>49</sup>, 2002<sup>50</sup> y 1992<sup>51</sup>, considerándose cada comuna afectada. Para los años 2003-2018 (exceptuando el 2017) se utilizaron los datos publicados por el INE<sup>52</sup> en el estudio “Proyección de la población por comuna” para conocer el total de la población comunal, mientras que en el periodo 1995-2001 se obtuvo la población total por comuna realizando una regresión lineal con los años disponibles. Los detalles son resumidos en la Tabla 12.



---

<sup>47</sup> <https://deis.minsal.cl/>

<sup>48</sup> <http://www.censo2017.cl/descargue-aqui-resultados-de-comunas/>

<sup>49</sup>

[https://www.cooperativa.cl/noticias/site/artic/20130425/asocfile/20130425190105/resultados\\_censo\\_2012\\_poblacion\\_vivienda\\_tomosiyii.pdf](https://www.cooperativa.cl/noticias/site/artic/20130425/asocfile/20130425190105/resultados_censo_2012_poblacion_vivienda_tomosiyii.pdf)

<sup>50</sup> <https://www.bcn.cl/siit/mapoteca/comunas>

<sup>51</sup> <http://www.memoriachilena.gob.cl/602/w3-propertyvalue-156688.html>

<sup>52</sup> <https://www.ine.cl/estadisticas/sociales/demografia-y-vitales/proyecciones-de-poblacion>

**Tabla 12. Población total por comuna**

Comuna	Año	Requínoa	Diego de Almagro	Machalí	Los Andes	Olivar	Rancagua	Salamanca	San Esteban	Ovalle
<b>CENSO 1992</b>	1992	19.432	27.515	24.152	49.747	11.332	187.324	23.126	12.153	86.807
<b>Proyección de población (elaboración Propia)</b>	1993	12.975	21.573	15.594	58.427	11.048	211.876	23.568	12.260	88.259
	1994	13.841	21.282	17.200	58.840	11.222	212.873	23.739	12.542	89.711
	1995	14.707	20.991	18.807	59.253	11.396	213.870	23.910	12.824	91.163
	1996	15.573	20.700	20.413	59.667	11.570	214.867	24.081	13.106	92.615
	1997	16.440	20.409	22.020	60.080	11.744	215.864	24.252	13.388	94.067
	1998	17.306	20.118	23.626	60.493	11.918	216.861	24.423	13.670	95.519
	1999	18.172	19.827	25.233	60.906	12.092	217.858	24.594	13.952	96.971
	2000	19.038	19.536	26.839	61.320	12.266	218.855	24.764	14.234	98.423
	2001	19.904	19.245	28.446	61.733	12.441	219.852	24.935	14.516	99.875
<b>CENSO 2002</b>	2002	22.161	18.589	28.628	60.198	12.335	214.344	24.494	14.400	101.668
<b>Proyección de población (INE)</b>	2003	23.359	18.862	31.410	62.910	12.953	223.213	25.519	15.201	102.949
	2004	23.731	18.473	33.154	63.373	13.109	224.073	25.644	15.461	104.207
	2005	24.128	18.099	34.903	63.822	13.261	224.899	25.769	15.726	105.513
	2006	24.544	17.764	36.640	64.257	13.428	225.620	25.902	15.982	106.871
	2007	24.997	17.455	38.373	64.670	13.568	226.412	26.063	16.251	108.267
	2008	25.512	17.176	40.132	65.100	13.735	227.303	26.214	16.513	109.761
	2009	26.090	16.904	41.883	65.560	13.909	228.315	26.391	16.791	111.317
	2010	26.719	16.635	43.620	65.997	14.083	229.312	26.557	17.073	112.880
	2011	27.446	16.354	45.313	66.433	14.266	230.236	26.726	17.353	114.457
<b>CENSO 2012</b>	2012	26.089	16.452	44.566	63.055	13.483	232.524	25.671	17.634	116.017
<b>Proyección de población (INE)</b>	2013	29.137	15.797	48.561	67.265	14.623	231.844	27.034	17.916	117.533
	2014	30.184	15.501	50.141	67.659	14.823	232.639	27.181	18.201	119.014
	2015	31.405	15.224	51.665	68.041	15.025	233.389	27.298	18.480	120.469
	2016	32.827	14.939	53.118	68.401	15.248	234.048	27.410	18.765	121.868
<b>CENSO 2017</b>	2017	27.968	13.925	52.505	66.708	13.608	241.774	29.347	18.855	123.239
<b>Proyección de población (INE)</b>	2018	36.414	14.360	55.831	69.048	15.725	235.222	27.605	19.320	124.556
	2019	38.682	14.072	57.069	69.345	15.994	235.604	27.671	19.588	125.832
	2020	41.359	13.785	58.209	69.609	16.281	235.849	27.738	19.859	127.072

Fuente: CENSO 2017<sup>23</sup>, 2012<sup>24</sup>, 2002<sup>25</sup>, 1992<sup>26</sup> e INE<sup>27</sup>

Para conocer la población que efectivamente habita dentro de los 5 km más próximos a las faenas mineras y está amenazada por consumir agua potencialmente contaminada, se analiza a través de herramientas GIS las capas publicadas por la infraestructura de Datos Geoespaciales de Chile<sup>53</sup> (IDE Chile), las cuales reportan los resultados del CENSO 2017. Del mismo modo, se analiza la cantidad de viviendas que reciben agua directamente desde pozo o noria, o de algún río o vertiente. Luego, para conocer la cantidad de personas que efectivamente recibe agua sin tratamiento, se utiliza el promedio de personas por vivienda y se multiplica por el total de viviendas afectadas. Finalmente, para extrapolar la cantidad de personas afectadas en el resto del periodo analizado, se relaciona proporcionalmente la población total por comuna y la población obtenida desde el análisis con herramientas GIS para el año 2017 con el resto de los años en estudio. De esta manera, la población que habita dentro de los 5 km más cercanos a los puntos de descarga se resume en la Tabla 13.

<sup>53</sup> <http://www.ide.cl/index.php/informacion-territorial/descargar-informacion-territorial>

**Tabla 13. Estimación de población comunal que habita dentro de los 5 km más cercano a los puntos de descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Requínoa</b>	<b>Diego de Almagro</b>	<b>Machalí</b>	<b>Los Andes</b>	<b>Olivar</b>	<b>Rancagua</b>	<b>Salamanca</b>	<b>San Esteban</b>	<b>Ovalle</b>
<b>1992</b>	420	601	444	1.709	612	474	2.931	14	2.288
<b>1993</b>	281	471	287	2.007	597	536	2.988	14	2.326
<b>1994</b>	299	465	316	2.022	606	539	3.009	14	2.364
<b>1995</b>	318	458	346	2.036	616	541	3.031	14	2.403
<b>1996</b>	337	452	375	2.050	625	544	3.052	15	2.441
<b>1997</b>	356	446	405	2.064	634	546	3.074	15	2.479
<b>1998</b>	374	439	434	2.078	644	549	3.096	15	2.517
<b>1999</b>	393	433	464	2.093	653	551	3.117	16	2.556
<b>2000</b>	412	426	493	2.107	663	554	3.139	16	2.594
<b>2001</b>	431	420	523	2.121	672	557	3.161	16	2.632
<b>2002</b>	479	406	526	2.068	666	543	3.105	16	2.679
<b>2003</b>	505	412	577	2.162	700	565	3.235	17	2.713
<b>2004</b>	513	403	609	2.177	708	567	3.251	17	2.746
<b>2005</b>	522	395	641	2.193	716	569	3.266	18	2.781
<b>2006</b>	531	388	673	2.208	725	571	3.283	18	2.817
<b>2007</b>	541	381	705	2.222	733	573	3.304	18	2.853
<b>2008</b>	552	375	738	2.237	742	575	3.323	18	2.893
<b>2009</b>	564	369	770	2.253	751	578	3.345	19	2.934
<b>2010</b>	578	363	802	2.268	761	580	3.366	19	2.975
<b>2011</b>	594	357	833	2.283	771	583	3.388	19	3.017
<b>2012</b>	564	359	819	2.166	728	589	3.254	20	3.058
<b>2013</b>	630	345	893	2.311	790	587	3.427	20	3.098
<b>2014</b>	653	338	922	2.325	801	589	3.445	20	3.137
<b>2015</b>	679	332	950	2.338	812	591	3.460	21	3.175
<b>2016</b>	710	326	976	2.350	824	592	3.474	21	3.212
<b>2017</b>	605	304	965	2.292	735	612	3.720	21	3.248
<b>2018</b>	788	313	1026	2.372	849	595	3.499	22	3.283
<b>2019</b>	837	307	1049	2.383	864	596	3.508	22	3.316
<b>2020</b>	895	301	1070	2.392	879	597	3.516	22	3.349

Fuente: Elaboración propia

A través del análisis con herramientas GIS es posible obtener el porcentaje de personas que reciben agua desde pozo/noria o desde río/vertiente dentro de los 5 km para el año 2017, luego este valor se relaciona proporcionalmente con el porcentaje de personas por comuna que reciben agua directamente desde pozo/noria o desde río/vertiente que entrega el CENSO 1992, 2002 y 2017 (ver Tabla 14), tomando el año 2017 como base para las estimaciones del resto de los años en estudio. En el periodo 2002-2017 se utilizaron los porcentajes que entrega el CENSO para cada año respectivo, en el periodo 1995-2001 se utiliza el promedio entre los años 1992-2002, mientras que en el periodo 2003-2016 se utiliza el promedio entre el año 2002 y 2017. Finalmente, para el año 2018 se utiliza el mismo valor que entrega el CENSO 2017.

Los porcentajes de la población comuna que recibe agua desde pozo, noria, río o vertiente según comuna se reportan en la Tabla 14.

**Tabla 14. Porcentaje de la población comunal que recibe agua desde pozo, noria, río o vertiente**

Periodo/ Comuna	Requínoa	Diego de Almagro	Machalí	Los Andes	Olivar	Rancagua	Salamanca	San Esteban	Ovalle
<b>1992</b>	10,70%	0,79%	5,52%	3,90%	2,05%	1,05%	20,81%	22,25%	18,01%
<b>1993- 2001</b>	7,07%	1,84%	4,12%	3,27%	2,00%	0,85%	14,73%	16,75%	14,04%
<b>2002</b>	3,43%	2,90%	2,73%	2,65%	1,96%	0,64%	8,64%	11,25%	10,07%
<b>2003- 2016</b>	2,74%	1,61%	2,43%	2,11%	1,48%	0,56%	6,17%	9,21%	6,76%
<b>2017</b>	2,05%	0,31%	2,13%	1,58%	1,00%	0,47%	3,70%	7,17%	3,45%
<b>2018</b>	2,05%	0,31%	2,13%	1,58%	1,00%	0,47%	3,70%	7,17%	3,45%

Fuente: INE<sup>54</sup>

También, se analizan los puntos de extracción que utilizan las empresas sanitarias en cada comuna según la información que reporta la DGA. Lo anterior, permite observar el posible efecto que tienen las descargas mineras en el agua potable distribuida por las empresas sanitarias, descubriéndose que en las comunas de Machalí y Requínoa las empresas sanitarias extraen agua dentro del área afectada por las descargas mineras. Sin embargo, al analizar la calidad de agua potable que reporta la Súper Intendencia de Servicios Sanitarios (SISS)<sup>55</sup>, es posible determinar que no hay efecto en el agua potable, puesto que la concentración de Cu y As no supera las normas chilenas de agua potable (NCH 409/1). Dicha información se resume en la Tabla 15.

**Tabla 15. Puntos de extracción de sanitarias que abastecen las comunas analizadas**

Comuna	Sanitaria	Cuenca de extracción de agua
<b>Diego de Almagro</b>	Nueva Atacama	Rio Salado (Subterránea)
<b>Salamanca</b>	Aguas del valle	Rio Choapa (Superficial)
<b>Ovalle</b>	Aguas del Valle	Rio Limarí (Superficial y subterránea)
<b>Los Andes</b>	ESVAL	Rio Aconcagua (Subterránea)
<b>San Esteban</b>	ESVAL	Rio Aconcagua (Subterránea)
<b>Rancagua</b>	ESSBIO	Rio Rapel, Subcuenca Rio Cachapoal (Subterránea y Superficial)
<b>Machalí</b>	ESSBIO	Rio Rapel, Subcuenca Rio Cachapoal (Superficial)
<b>Olivar</b>	ESSBIO	Rio Rapel (Subterránea)
<b>Requínoa</b>	ESSBIO	Rio Rapel, subcuenca Rio Cachapoal (Subterránea y superficial)

Fuente: SISS<sup>56</sup> y DGA<sup>57</sup>

En consecuencia, la estimación de la cantidad de personas afectadas que reciben agua sin tratamiento es reportada en la Tabla 16.

<sup>54</sup> <https://redatam-ine.ine.cl/>

<sup>55</sup> <http://sit.siss.cl:81/#/app/maps/13>

<sup>56</sup> <http://sit.siss.cl:81/#/app/maps/13>

<sup>57</sup> <https://dga.mop.gob.cl/Paginas/default.aspx>

**Tabla 16. Población afectada dentro de los 5 km de los puntos de descarga**

<b>Año</b>	<b>Requínoa</b>	<b>Diego de Almagro</b>	<b>Machalí</b>	<b>Los Andes</b>	<b>Olivar</b>	<b>Rancagua</b>	<b>Salamanca</b>	<b>San Esteban</b>	<b>Ovalle</b>
<b>1992</b>	441	85	325	1.255	38	192	845	14	3.452
<b>1993</b>	194	156	157	1.238	37	175	609	12	3.316
<b>1994</b>	207	154	173	1.246	37	176	614	12	3.180
<b>1995</b>	220	152	189	1.255	38	177	618	12	3.043
<b>1996</b>	233	150	205	1.264	38	177	623	12	2.907
<b>1997</b>	246	148	221	1.273	39	178	627	13	2.771
<b>1998</b>	259	146	237	1.281	39	179	632	13	2.634
<b>1999</b>	272	144	253	1.290	40	180	636	13	2.498
<b>2000</b>	285	142	270	1.299	41	181	640	13	2.361
<b>2001</b>	298	139	286	1.308	41	182	645	14	2.225
<b>2002</b>	161	212	190	1.032	40	134	372	9	2.840
<b>2003</b>	136	119	186	861	32	121	276	8	2.484
<b>2004</b>	138	117	196	867	32	122	278	8	2.160
<b>2005</b>	140	114	206	873	32	122	279	8	1.878
<b>2006</b>	143	112	217	879	33	123	281	8	1.633
<b>2007</b>	145	110	227	885	33	123	282	8	1.420
<b>2008</b>	148	109	237	891	34	124	284	9	1.235
<b>2009</b>	152	107	248	897	34	124	286	9	1.074
<b>2010</b>	155	105	258	903	34	125	288	9	934
<b>2011</b>	159	103	268	909	35	125	290	9	812
<b>2012</b>	152	104	264	863	33	126	278	9	706
<b>2013</b>	169	100	287	920	36	126	293	9	614
<b>2014</b>	175	98	297	926	36	126	294	9	534
<b>2015</b>	182	96	306	931	37	127	296	10	464
<b>2016</b>	191	94	314	936	37	127	297	10	404
<b>2017</b>	122	17	272	682	23	112	191	8	351
<b>2018</b>	158	18	289	706	26	109	179	8	355

Fuente: Elaboración propia

### 3.4.4 Tasas base de efectos en salud

Las tasas bases para los egresos hospitalarios, se obtienen relacionando el número de egresos anuales que entrega el DEIS y la población total comunal anual para los años 2002-2018. En el periodo 1995-2001, se utiliza el número de egresos que registra el DEIS para el año 2002 y se divide por la población total comunal para cada año dentro del periodo mencionado.

Por su parte, para obtener las tasas base de defunciones, se relaciona el número de defunciones anuales que entrega el DEIS y la población total comunal para los años 2002-2018. Para el año 2018 se utilizan las mismas defunciones que registra el DEIS para el año 2017, pero se divide por la población en el año 2018. Finalmente, para el periodo 1995-2001, se utiliza el número de defunciones que entrega el DEIS para el año 2002, y se divide por la población comunal para cada año dentro del periodo mencionado. En la Tabla 17 y Tabla 18 se reportan las tasas bases obtenidas para los egresos y defunciones del año 2017, respectivamente.

**Table 17. Tasas bases de los egresos según enfermedad año 2017 [egresos por 100.000 habitantes]**

Enfermedades	Requínoa	Diego de Almagro	Machalí	Los Andes	Olivar	Rancagua	Salamanca	San Esteban	Ovalle
Cáncer pulmonar	0,00001	0,00002	0,00004	0,00026	0	0,00035	0	0	0,0001
Cáncer vesical	0,00006	0	0	0,00004	0,00002	0,00032	0,00001	0,00003	0,00024
Cáncer renal	0,00002	0	0,00005	0,00007	0	0,00027	0	0,00001	0,00012
Gastrointestinal	0,00006	0,00018	0,00019	0,00077	0,00007	0,00116	0,00018	0,00018	0,00039
Nauseas	0,00001	0	0,00002	0,00003	0	0,00005	0,00002	0	0,00004
Cardiopatía coronaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ataque cerebrovascular	0	0,00003	0,00002	0,00006	0	0,00017	0,00003	0,00003	0,00005
Enfermedad cardiovascular	0,00001	0,00001	0,00002	0,00001	0	0,00036	0	0,00001	0,00002

Fuente: Elaboración propia

**Table 18. Tasas bases de las defunciones según enfermedad año 2017 [defunciones por 100.000 habitantes]**

Defunciones	Requínoa	Diego de Almagro	Machalí	Los Andes	Olivar	Rancagua	Salamanca	San Esteban	Ovalle
Cáncer pulmonar	0,00003	0,00002	0,00009	0,00014	0,00002	0,0004	0,00001	0,00003	0,00018
Cáncer vesical	0	0	0,00001	0,00005	0	0,0001	0,00001	0	0,00003
Cáncer renal	0	0	0	0,00001	0	0,0001	0,00003	0	0,00005
Cardiopatía coronaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Infarto agudo al miocardio	0,00005	0,00003	0,00019	0,00023	0,00004	0,00117	0,00006	0,00005	0,00042
Ataque cerebrovascular	0,00002	0,00001	0,00007	0,0001	0,00002	0,00022	0,00005	0,00002	0,00018
Enfermedad cardiovascular	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

### 3.4.5 Estudios dosis-respuesta para salud

Tras la revisión de literatura de estudios dosis-respuesta se escogieron principalmente aquellos más actualizados y que provenían de un meta-análisis para obtener el efecto que tiene la ingesta de As y Cu en la salud de la población afectada (ver Tabla 19).

**Tabla 19. Estudios dosis-respuesta para enfermedades y mortalidad por ingesta de As y Cu a través del agua**

Contaminante	Mortalidad	$\beta$	Referencias
As	Cáncer Pulmonar	0,013734579	Smith et al. (2018)
	Cáncer Vesical	0,017631198	Smith et al. (2018)
	Cáncer Renal	0,006670678	Smith et al. (2018)
	Cardiopatía coronaria	0,022904304	Xu et al. (2020)
	Infarto al miocardio	0,001348027	Smith et al. (2018)
	Ataque cerebrovascular	0,006981674	Xu et al. (2020)
	Enfermedad cardiovascular	0,009077153	Xu et al. (2020)
Contaminante	Morbilidad	$\beta$	Referencias
Cu	Efectos gastrointestinales	0,106646291	Araya et al. (2004)
	Nausea	0,306478634	Araya et al. (2001)
As	Cáncer Pulmonar	0,000197059	Boffeta & Borrón (2019)
	Cáncer Vesical	0,000132018	Boffeta & Borrón (2019)
	Cáncer Renal	0,016263388	Saint Jacques et al. (2017)
	Cardiopatía coronaria	0,001587532	Chowdury et al. (2018)
	Ataque cerebrovascular	0,001071794	Chowdury et al. (2018)
	Enfermedad cardiovascular	0,002011996	Chowdury et al. (2018)

Fuente: Elaboración Propia

### 3.5 Función de daño para la agricultura

Para valorizar económicamente el daño sobre la producción agrícola se requiere determinar cómo el cambio de una variable ambiental afecta a la producción, costos de producción y/o costos de abatimiento. Según McConnell & Bockstael (2005), lo anterior se resume en la ecuación (2):

$$\Delta\pi = \left[ p \frac{\Delta y}{\Delta q} - C_y \frac{\Delta y}{\Delta q} - C_q \right] \Delta q \quad (2)$$

Donde  $\Delta\pi$  es el cambio en los beneficios de la producción agrícola,  $p$  es el precio del producto agrícola,  $\frac{\Delta y}{\Delta q}$  es el cambio en la producción asociada al cambio en la calidad ambiental,  $C_y$  es el costo marginal de la producción agrícola,  $C_q$  representa el incremento en los costos de producción asociado al cambio en calidad ambiental y  $\Delta q$  es el cambio en la calidad ambiental que en este estudio se asocia a las variaciones en las concentraciones de As y Cu generadas por la producción minera.

#### 3.5.1 Producción agrícola

A través del análisis realizado con herramientas GIS se obtiene el total de predios frutícolas y hectáreas de verduras afectadas dentro de los 5 km más cercanos a los puntos de descargas de las operaciones mineras. La información de los predios frutícolas afectados se obtiene desde el Catastro Frutícola 2015 publicado por el CIREN para la Región de Coquimbo y O'Higgins. Para conocer la especie de los árboles frutales afectados se analizan los mapas de los Catastros Frutícolas disponibles

en el sitio web “Sistema de Consulta Estadístico Territorial”<sup>58</sup>. Luego, para conocer la producción de los árboles frutales afectados se obtuvo información desde el Sistema de Catastros de superficie frutícola regional en el sitio web de la ODEPA<sup>59</sup>. Así, se determinó el tamaño promedio por predio (o huerto) según superficie plantada para cada especie en las comunas afectadas. Sin embargo, como se desconoce la plantación existente en cada predio, se utiliza la proporción de hectáreas cultivadas según especie dentro de las comunas afectadas, dato obtenido desde la misma web de la ODEPA. Finalmente, para obtener una aproximación a la producción promedio (rendimiento) de cada especie frutal, se obtiene este indicador a nivel regional para cada fruto a través de la matriz de labores de cultivos por macro-zonas publicada por la ODEPA<sup>60</sup>.

Las hectáreas de hortalizas afectadas que entrega el análisis con herramientas GIS dentro de los 5 km se obtienen a partir de la información entregada por el CENSO Agrícola para el año 2007. Luego, se evalúa la producción total afectada de verduras y hortalizas por región, considerando las hectáreas afectadas y el rendimiento regional para cada hortaliza según informa ODEPA y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)<sup>61</sup>. Para el resto del periodo analizado, se utiliza la misma producción por falta de información, pero varía el precio correspondiente a cada año. En las Tablas 20 y 21 se indica la producción agrícola afectada.



---

<sup>58</sup> <https://icet.odepa.gob.cl/>

<sup>59</sup> <https://www.odepa.gob.cl/estadisticas-del-sector/catastros-fruticolas>

<sup>60</sup> [https://www.odepa.gob.cl/wp-content/uploads/2017/04/matriz\\_labores\\_macro\\_zonas2017.pdf](https://www.odepa.gob.cl/wp-content/uploads/2017/04/matriz_labores_macro_zonas2017.pdf)

<sup>61</sup> <http://www.fao.org/faostat/es/#data/QC>

**Tabla 20. Producción agrícola afectada**

Cultivo	Región de Coquimbo			Región de O'Higgins			Producción total afectada [ton]
	Cultivo afectado [ha]	Rendimiento [kg/ha]	Producción afectada [ton]	Cultivo afectado [ha]	Rendimiento [kg/ha]	Producción afectada [ton]	
Acelga	2,7	6.090	16,4	9,2	6.090	56,0	72,5
Ají	369,2	22.500	8307	-	-	-	8.307
Ajo	0,1	8.510	0,9	-	-	-	0,9
Alcachofa	180,4	7.593	1369,7	0,3	7.593	2,3	1.372
Apio	-	40.000	-	3,0	40000	120,0	120,0
Arveja verde	28,7	6.720	192,9	3,1	6.720	20,8	213,7
Betarraga	6,9	30.750	212,2	11,3	30.750	347,5	559,7
Cebolla de guarda	4,1	26.730	109,6	20,8	60.000	1248,0	1.357,6
Cebolla temprana	9,9	26.730	264,6	0,5	60.000	30,0	294,6
Choclo	53,9	10.600	571,3	35,6	11.660	415,1	986,4
Coliflor	1,2	24.000	28,8	2,0	24000,0	48,0	76,8
Haba	99,9	12.600	1258,7	0,2	12.600	2,5	1.261,3
Lechuga	38,5	13.435	517,3	9,5	13.435	127,6	644,9
Melón	18,8	12.947	242,7	0,3	12.946	3,9	246,6
Pimiento	57,2	32.450	1857,4	-	-	-	1.857,4
Poroto granado	39,2	7.230	283,4	30,6	7160	219,1	502,5
Poroto verde	140,8	8.540	1202,0	49,3	7150	352,5	1.554,5
Repollo	1,2	70.000	84,0	13,5	70.000	945,0	1.029,0
Sandía	15,9	17.982	285,9	1,9	17.982	34,2	320,1
Tomate consumo fresco	54,3	30.800	1672,7	8,5	58.730	500,4	2.173,1
Zanahoria	5,4	28.840	155,7	53,9	23.630	1273,7	1.429,4
Zapallito italiano	16,8	29.250	490,8	0,3	29.250	8,8	499,6
Zapallo temprano y de guarda	0,5	18.660	9,3	12,7	18.660	237,0	246,3

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 21. Producción frutícola afectada**

Región	Especie frutal	Tamaño promedio predio [ha/predio]	Predios afectados [N° de predios]	Rendimiento [ton/ha]	Porcentaje plantado entre las comunas afectadas	Producción [ton]
Coquimbo	Nogal (Salamanca)	2,22	5	4,5	100%	50,01
	Nogal (Ovalle)	10,16	2	4,5	40%	36,58
	Palto	14,02	2	15	60%	251,02
O'Higgins	Vid de mesa	35,07	7	28	41,2%	2832,56
	Manzano rojo	11,55	4	50	4,0%	93,20
	Ciruelo japonés	9,41	3	25	8,1%	56,95
	Manzano verde	5,22	1	50	1,0%	2,60
	Nectarino	7,13	1	30	3,1%	6,54
	Almendra	19,21	4	2,5	5,5%	10,55
	Peral	10,12	5	45	4,5%	102,46
	Duraznero tipo conservero	8,87	5	32	13,1%	185,91
	Ciruelo europeo	16,88	5	8	4,6%	30,76
	Cerezo	10,99	2	9	15,0%	29,66

Fuente: Elaboración propia

Cabe destacar que en la Tabla 21 se considera una distinción en la especie frutal Nogal de Salamanca y Ovalle, puesto que el tamaño promedio por predio varía considerablemente entre ambas comunas.

### 3.5.2 Precios y costos agrícolas

Para lograr realizar una evaluación económica de las externalidades generadas por la minería en la agricultura también es necesario conocer el precio y costos marginales de los productos agrícolas afectados. Desde el Servicio Nacional de Aduanas<sup>62</sup> se obtuvieron las exportaciones de los cultivos frutícolas en peso y monto en dólares, para así conocer el precio promedio de cada producto. Por otra parte, los precios de los cultivos hortícolas corresponden a los precios de mercado que registra la ODEPA (2020), los cuales fueron obtenidos desde la página web del Observatorio para la Innovación Agraria, Agroalimentaria y Forestal (OPIA)<sup>63</sup>. En el caso de las verduras se utilizó el IPC empalmado al año 2009 publicado por el INE<sup>64</sup> para obtener el precio de los cultivos evaluados en el periodo 1999-2008, y para el periodo 1995-1998 se realizó una regresión lineal considerando los precios de años siguientes disponibles. En el caso de las frutas se utilizó el IPC empalmado al año 2018 en el periodo 1999-2018 y mediante regresión lineal para los años 1994-1998. En las Tablas 22 y 23 se presentan los precios correspondientes a cada año dentro del periodo, para las frutas y verduras afectadas. Finalmente, los costos marginales se aproximan a través de los costos medios de la producción agrícola que fueron obtenidos desde la Matriz Insumo-Producto publicada por el Banco Central de Chile<sup>65</sup>.



---

<sup>62</sup> <https://www.aduana.cl/exportacion-por-productos/aduana/2020-04-02/091449.html>

<sup>63</sup> <https://www.opia.cl/601/w3-article-112830.html>

<sup>64</sup> <https://www.ine.cl/estadisticas/economia/indices-de-precio-e-inflacion/indice-de-precios-al-consumidor>

<sup>65</sup> [https://si3.bcentral.cl/estadisticas/Principal1/enlaces/excel/CCNN/Excel\\_CCNN\\_CNA.html](https://si3.bcentral.cl/estadisticas/Principal1/enlaces/excel/CCNN/Excel_CCNN_CNA.html)

**Tabla 22. Precio de especies frutales afectadas [US\$/kg]**

Región	Especie	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Coquimbo	Nogal	0,26	0,51	0,77	1,02	3,06	2,89	2,46	2,26	2,29	2,58	2,82	2,97	3,02	2,97	2,84	3,05	3,73	7,96	7,57	8,62	6,79	4,43	5,5	4,75	3,94
	Palto	1,16	1,28	1,40	1,52	1,45	1,37	1,16	1,07	1,08	1,22	1,33	1,41	1,43	1,41	1,35	1,44	1,77	1,55	1,70	1,84	2,00	2,31	2,60	2,25	2,23
O'Higgins	Vid de mesa	0,13	0,20	0,27	0,34	1,00	0,94	0,80	0,74	0,75	0,84	0,92	0,97	0,98	0,97	0,93	0,99	1,22	1,6	1,68	1,87	1,62	1,76	1,58	1,55	1,72
	Manzano rojo	0,12	0,16	0,20	0,23	0,59	0,56	0,48	0,44	0,44	0,50	0,55	0,57	0,58	0,57	0,55	0,59	0,72	0,93	0,95	0,9	0,87	0,89	0,9	0,92	0,89
	Ciruelo japonés	0,15	0,22	0,29	0,36	1,03	0,97	0,83	0,76	0,77	0,87	0,95	1,00	1,02	1,00	0,96	1,03	1,26	1,44	1,52	2,8	1,89	1,52	1,66	1,6	1,48
	Manzano verde	0,12	0,16	0,20	0,23	0,59	0,56	0,48	0,44	0,44	0,50	0,55	0,57	0,58	0,57	0,55	0,59	0,72	0,93	0,95	0,9	0,87	0,89	0,9	0,92	0,89
	Nectarino	0,18	0,24	0,30	0,36	0,94	0,89	0,75	0,70	0,70	0,79	0,87	0,91	0,93	0,91	0,87	0,94	1,15	1,38	1,4	2,2	1,24	1,35	1,29	1,46	1,53
	Almendra	0,66	1,00	1,34	1,69	4,88	4,62	3,92	3,62	3,65	4,11	4,50	4,74	4,82	4,74	4,54	4,87	5,96	6,35	8,28	10,83	11,01	7,23	7,59	7,59	7,21
	Peral	0,14	0,18	0,22	0,26	0,64	0,61	0,52	0,48	0,48	0,54	0,59	0,62	0,64	0,62	0,60	0,64	0,79	1,03	1,14	1,02	0,91	0,94	0,92	1	0,98
	Duraznero tipo conservero	0,16	0,21	0,27	0,32	0,86	0,82	0,69	0,64	0,65	0,73	0,79	0,84	0,85	0,84	0,80	0,86	1,05	1,23	1,33	1,9	1,31	1,38	1,3	1,34	1,26
	Ciruelo europeo	0,15	0,22	0,29	0,36	1,03	0,97	0,83	0,76	0,77	0,87	0,95	1,00	1,02	1,00	0,96	1,03	1,26	1,44	1,52	2,8	1,89	1,52	1,66	1,6	1,48
	Cerezo	0,39	0,63	0,86	1,10	3,31	3,13	2,66	2,46	2,48	2,79	3,05	3,22	3,27	3,22	3,08	3,30	4,05	4,78	5,97	5,76	5,09	5,98	5,85	5,15	5,65

Fuente: Elaboración propia y Servicio Nacional de Aduanas

**Tabla 23. Precios de cultivos afectados [US\$/kg]**

Especie	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
<b>Acelga</b>	0,12	0,13	0,15	0,16	0,13	0,11	0,09	0,10	0,08	0,09	0,11	0,10	0,14	0,16	0,15	0,16	0,18	0,21	0,16	0,29	0,39	0,39	0,28	0,24	0,21
<b>Ají</b>	0,81	0,83	0,85	0,87	0,59	0,52	0,42	0,45	0,38	0,41	0,49	0,46	0,63	0,73	0,69	0,95	0,86	1,1	1,14	1,06	1,01	0,93	1,24	0,89	1,04
<b>Ajo</b>	0,97	1,02	1,07	1,12	0,66	0,58	0,47	0,51	0,42	0,46	0,55	0,52	0,70	0,82	0,77	1,81	1,3	1,25	1,28	1,01	1,31	2,08	2,28	1,18	1,48
<b>Alcachofa</b>	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,07	0,06	0,06	0,07	0,07	0,07	0,07
<b>Apio</b>	0,33	0,38	0,43	0,48	0,51	0,45	0,37	0,40	0,33	0,36	0,43	0,40	0,55	0,64	0,6	0,53	0,48	0,65	0,74	0,69	1,0	1,0	0,96	0,88	0,91
<b>Arveja verde</b>	0,34	0,38	0,41	0,45	0,41	0,36	0,29	0,32	0,26	0,28	0,34	0,32	0,44	0,51	0,48	0,47	0,52	0,58	0,63	0,86	0,78	0,72	0,73	0,77	0,83
<b>Betarraga</b>	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02
<b>Cebolla de guarda</b>	0,17	0,18	0,19	0,21	0,21	0,19	0,15	0,16	0,14	0,15	0,18	0,17	0,23	0,27	0,25	0,23	0,13	0,23	0,41	0,2	0,41	0,39	0,21	0,35	0,33
<b>Cebolla temprana</b>	0,17	0,18	0,19	0,21	0,21	0,19	0,15	0,16	0,14	0,15	0,18	0,17	0,23	0,27	0,25	0,23	0,13	0,23	0,41	0,2	0,41	0,39	0,21	0,35	0,33
<b>Choclo</b>	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03	0,05	0,05	0,05	0,04	0,05	0,06	0,05	0,06	0,07	0,05	0,07	0,06	0,06
<b>Coliflor</b>	0,13	0,16	0,19	0,21	0,21	0,19	0,15	0,16	0,14	0,15	0,18	0,17	0,23	0,27	0,25	0,28	0,26	0,31	0,34	0,34	0,42	0,43	0,44	0,44	0,52
<b>Haba</b>	0,15	0,17	0,19	0,21	0,18	0,16	0,13	0,14	0,11	0,12	0,15	0,14	0,19	0,22	0,21	0,23	0,29	0,33	0,38	0,38	0,38	0,37	0,39	0,45	0,46
<b>Lechuga</b>	0,03	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,07	0,08	0,08	0,11	0,1	0,1	0,09	0,1
<b>Melón</b>	0,10	0,24	0,37	0,51	0,79	0,70	0,57	0,61	0,51	0,55	0,67	0,63	0,85	0,99	0,93	0,59	0,77	0,74	0,71	1,95	1,89	1,68	1,61	1,55	2
<b>Pimiento</b>	0,40	0,44	0,48	0,52	0,44	0,39	0,32	0,34	0,28	0,31	0,37	0,35	0,47	0,55	0,52	0,48	0,49	0,65	0,95	0,83	0,9	0,97	0,85	0,91	0,7
<b>Poroto granado</b>	0,32	0,38	0,44	0,50	0,50	0,44	0,36	0,39	0,32	0,35	0,42	0,40	0,54	0,63	0,59	0,5	0,62	0,71	0,89	1,01	0,95	0,85	0,99	1,13	1,09
<b>Poroto verde</b>	0,47	0,52	0,56	0,60	0,54	0,47	0,38	0,41	0,34	0,37	0,45	0,42	0,57	0,67	0,63	0,65	0,64	0,72	0,93	1,01	0,89	0,92	0,94	0,93	1,07
<b>Repollo</b>	0,41	0,48	0,55	0,62	0,62	0,55	0,45	0,48	0,40	0,43	0,52	0,49	0,67	0,78	0,73	0,83	0,66	0,87	1,06	0,88	1,31	1,16	1,15	1,4	1,33
<b>Sandía</b>	1,10	1,06	1,02	0,98	0,68	0,60	0,49	0,53	0,44	0,47	0,57	0,54	0,73	0,85	0,8	1,05	0,86	0,78	0,77	0,89	0,63	0,81	0,6	0,59	0,5
<b>Tomate consumo fresco</b>	0,27	0,29	0,31	0,33	0,29	0,25	0,21	0,22	0,19	0,20	0,24	0,23	0,31	0,36	0,34	0,38	0,39	0,41	0,43	0,43	0,44	0,56	0,48	0,55	0,52
<b>Zanahoria</b>	0,02	0,05	0,07	0,09	0,10	0,09	0,07	0,08	0,07	0,07	0,09	0,08	0,11	0,13	0,12	0,14	0,14	0,16	0,18	0,28	0,28	0,27	0,33	0,28	0,33
<b>Zapallito italiano</b>	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
<b>Zapallo temprano y de guarda</b>	0,32	0,33	0,34	0,35	0,45	0,40	0,32	0,35	0,29	0,31	0,38	0,36	0,48	0,56	0,53	0,27	0,21	0,41	0,37	0,29	0,52	0,54	0,4	0,42	0,39

Fuente: ODEPA

### 3.5.3 Estudios de dosis-respuesta para cultivos agrícolas

A partir de la revisión de literatura, en este estudio se considera que el riego con agua que tiene una concentración de As de 1,4 mg/l implica un 31% de reducción en la producción (Martins & Mourato, 2006), mientras que el riego con agua que tiene una concentración de Cu de 9,5 mg/l implica un 73% de reducción de la producción (Yañez et al., 2019). Estos estudios son escogidos ya que son relativamente actuales y se encuentran dentro del rango de concentración que generan las descargas mineras, por lo que es cercano a la calidad de agua que se aplicaría para el riego agrícola. Luego, se relaciona proporcionalmente la concentración que genera la descarga en el cuerpo de agua receptor con la concentración obtenida desde la revisión de literatura, y su respectivo porcentaje de reducción en la producción agrícola. Cabe destacar que ambos valores están por sobre la norma chilena de calidad de agua potable (NCH 409/1) y el Decreto Supremo N°90 para la descarga de RILES.



## 4 Resultados

A continuación, se exponen los principales resultados de la investigación desagregados por región y a nivel nacional. Para sensibilizar los resultados obtenidos, se considera la posibilidad que los efectos de las descargas mineras podrían ocurrir dentro de 1 km o hasta 10 km desde el punto donde se realizan las descargas.

### 4.1 Región de Atacama

Para la región de Atacama se analizaron las descargas mineras de la división El Salvador de CODELCO, las cuales afectan a la comuna de Diego de Almagro. Cabe recordar que en la Tabla 16 se reportó que la población afectada en esta comuna es relativamente baja. Al aplicar el enfoque de la función de daño asociada a enfermedades y mortalidad prematura se pueden obtener los costos ambientales por daños a la salud, que son reportados en la Tabla 24.

**Tabla 24. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de Atacama**

<b>Año</b>	<b>Costo de atenciones médicas por Cu [US/año]</b>	<b>Costo de atenciones médicas por As [US/año]</b>	<b>Costo de mortalidad prematura por As [US/año]</b>	<b>Costo total por daños a la salud [US/año]</b>
1995	\$45	\$0	\$648	\$693
1996	\$43	\$0	\$619	\$663
1997	\$0	\$0	\$6	\$6
1998	\$44	\$0	\$632	\$676
1999	\$42	\$0	\$607	\$650
2000	\$48	\$0	\$691	\$740
2001	\$48	\$0	\$685	\$733
2002	\$79	\$36	\$44	\$159
2003	\$36	\$5	\$411	\$451
2004	\$29	\$5	\$1.000	\$1.035
2005	\$56	\$0	\$861	\$917
2006	\$150	\$0	\$647	\$797
2007	\$271	\$0	\$54	\$324
2008	\$0	\$0	\$0	\$0
2009	\$0	\$0	\$0	\$0
2010	\$67	\$3	\$898	\$967
2011	\$0	\$0	\$0	\$0
2012	\$0	\$0	\$0	\$0
2013	\$0	\$0	\$0	\$0
2014	\$0	\$0	\$0	\$0
2015	\$0	\$0	\$0	\$0
2016	\$23	\$0	\$87	\$111
2017	\$3	\$0	\$28	\$31
2018	\$4	\$0	\$42	\$47

Fuente: Elaboración propia

Se observa que los costos en salud asociados a las descargas mineras son bajos ya que existe una baja población afectada. También, existen algunos años con costos ambientales por daños a la salud iguales a cero, lo cual se explica porque la División Salvador no realiza descargas todos los años hacia el exterior de la operación minera, sino que el agua queda retenida en los tranques de relaves. Se puede mencionar que los mayores costos por atenciones médicas son producidos por problemas de presencia de Cu en el agua. Sin embargo, el mayor costo dentro de los problemas asociados a la salud de la población se atribuye a la mortalidad prematura por el exceso de As en el agua. En esta región no existe producción agrícola afectada, por lo cual las externalidades ambientales solamente se atribuyen a costos en salud.

En la Tabla 25 se presenta un análisis de sensibilidad para observar cómo varían los costos ambientales totales según la distancia del impacto desde el punto de descarga.

**Tabla 25. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de Atacama**

<b>Año</b>	<b>Costo total 1 km [\$US/año]</b>	<b>Costo total 5 km [\$US/año]</b>	<b>Costo total 10 km [\$US/año]</b>
<b>1995</b>	\$0	\$693	\$693
<b>1996</b>	\$0	\$663	\$663
<b>1997</b>	\$0	\$6	\$6
<b>1998</b>	\$0	\$676	\$676
<b>1999</b>	\$0	\$650	\$650
<b>2000</b>	\$0	\$740	\$740
<b>2001</b>	\$0	\$733	\$733
<b>2002</b>	\$0	\$159	\$159
<b>2003</b>	\$0	\$451	\$451
<b>2004</b>	\$0	\$1.035	\$1.035
<b>2005</b>	\$0	\$917	\$917
<b>2006</b>	\$0	\$797	\$797
<b>2007</b>	\$0	\$324	\$324
<b>2008</b>	\$0	\$0	\$0
<b>2009</b>	\$0	\$0	\$0
<b>2010</b>	\$0	\$967	\$967
<b>2011</b>	\$0	\$0	\$0
<b>2012</b>	\$0	\$0	\$0
<b>2013</b>	\$0	\$0	\$0
<b>2014</b>	\$0	\$0	\$0
<b>2015</b>	\$0	\$0	\$0
<b>2016</b>	\$0	\$111	\$111
<b>2017</b>	\$0	\$31	\$31
<b>2018</b>	\$0	\$47	\$47

Fuente: Elaboración propia

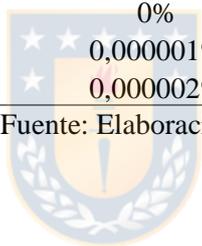
Los resultados del análisis de sensibilidad muestran que dentro del primer kilómetro más cercano a las descargas los costos ambientales son cero ya que no hay población afectada en esa área. Además, dentro de los 5 km y 10 km analizados los costos ambientales son iguales ya que la población afectada

es la misma. Finalmente, en la Tabla 26 se presenta el porcentaje que representan los costos ambientales respecto al PIB regional y PIB minero regional. En este caso es posible observar que el grado de afectación es de un orden de magnitud muy inferior al 0,00001%, por lo cual el valor de las externalidades es bastante bajo en relación con el valor de la producción generada por la actividad minera.

**Tabla 26. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de Atacama para el periodo 2008-2018**

Año	1 km		5 km		10 km	
	% PIB regional	% PIB minero	% PIB regional	% PIB minero	% PIB regional	% PIB minero
2008	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2009	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2010	0%	0%	0,000018%	0,000031%	0,000018%	0,000031%
2011	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2012	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2013	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2014	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2015	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2016	0%	0%	0,000002%	0,000007%	0,000002%	0,000007%
2017	0%	0%	0%	0,000001%	0%	0,000001%
2018	0%	0%	0,000001%	0,000002%	0,000001%	0,000002%
<b>Promedio</b>	0%	0%	0,000002%	0,000004%	0,000002%	0,000004%

Fuente: Elaboración propia



## 4.2 Región de Coquimbo

Para la región de Coquimbo se analizan las descargas de cobre y arsénico de la operación minera Tres Valles, la cual descarga sus residuos líquidos en la cuenca del río Choapa, y las descargas de cobre de la operación Panulcillo, las cuales que afectan al río Limarí. Las descargas de la división Tres Valles afecta a la comuna de Salamanca dentro de los 5 km más cercanos al punto de descarga y a las comunas de Salamanca e Illapel cuando se consideran los 10 km más cercanos al punto de descarga. Las descargas de la mina Panulcillo, por su parte, afectan a la comuna de Ovalle dentro de los primeros 5 km, y a las comunas Ovalle y Río Hurtado dentro de los 10 km más cercanos al punto de descarga. Cabe destacar que la división Tres Valles comienza sus operaciones en el año 2010, por lo tanto, desde ese año son contabilizados sus daños. Por su parte, de la minera Panulcillo solo se conoce el efecto de sus descargas de cobre en el Río Limarí, por lo tanto, solo se valorizan estos daños. Los resultados de los costos ambientales por daños a la salud para los primeros 5 km se presentan en la Tabla 27.

**Tabla 27. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de Coquimbo**

Año	Costo de atenciones médicas por Cu [\$/año]	Costo de atenciones médicas por As [\$/año]	Costo de mortalidad prematura por As [\$/año]	Costo total por daños a la salud [\$/año]
1995	\$149	\$0	\$0	\$149
1996	\$140	\$0	\$0	\$140
1997	\$131	\$0	\$0	\$131
1998	\$123	\$0	\$0	\$123
1999	\$115	\$0	\$0	\$115
2000	\$107	\$0	\$0	\$107
2001	\$99	\$0	\$0	\$99
2002	\$115	\$0	\$0	\$115
2003	\$80	\$0	\$0	\$80
2004	\$89	\$0	\$0	\$89
2005	\$42	\$0	\$0	\$42
2006	\$49	\$0	\$0	\$49
2007	\$31	\$0	\$0	\$31
2008	\$44	\$0	\$0	\$44
2009	\$39	\$0	\$0	\$39
2010	\$3.806	\$21	\$927.924	\$931.752
2011	\$9.991	\$1.484	\$1.329.171	\$1.340.647
2012	\$3.382	\$37	\$715.929	\$719.348
2013	\$9.048	\$76	\$1.377.419	\$1.386.543
2014	\$2.409	\$731	\$716.738	\$719.879
2015	\$2.342	\$2.488	\$1.086.684	\$1.091.514
2016	\$2.295	\$2.372	\$996.121	\$1.000.788
2017	\$4.407	\$40	\$1.590.359	\$1.594.806
2018	\$2.229	\$35	\$1.590.359	\$1.592.623

Fuente: Elaboración propia

Es posible observar que los costos por atención médica asociados al exceso de Cu en el agua son superiores a los generados por el exceso de As. Sin embargo, la mortalidad prematura atribuida al consumo de agua con exceso de As representa un mayor costo para la región de Coquimbo.

Por otra parte, los costos ambientales por daños agrícolas asociados a las descargas mineras se presentan en la Tabla 28.

**Tabla 28. Costos ambientales por daños agrícolas debido a descargas mineras en la región de Coquimbo**

Año	Costo en frutas por As [\$US/año]	Costo en frutas por Cu [\$US/año]	Costo en verduras por As [\$US/año]	Costo en verduras por Cu [\$US/año]	Costo total agrícola [\$US/año]
1995	\$0	\$83.735	\$0	\$2.693.098	\$2.776.832
1996	\$0	\$94.697	\$0	\$2.805.287	\$2.899.984
1997	\$0	\$105.660	\$0	\$2.917.476	\$3.023.136
1998	\$0	\$116.623	\$0	\$3.029.665	\$3.146.288
1999	\$0	\$132.257	\$0	\$2.226.086	\$2.358.344
2000	\$0	\$125.117	\$0	\$1.950.009	\$2.075.126
2001	\$0	\$106.277	\$0	\$1.591.083	\$1.697.359
2002	\$0	\$98.034	\$0	\$1.715.091	\$1.813.126
2003	\$0	\$98.966	\$0	\$1.418.907	\$1.517.873
2004	\$0	\$111.459	\$0	\$1.544.658	\$1.656.116
2005	\$0	\$121.872	\$0	\$1.862.548	\$1.984.419
2006	\$0	\$128.398	\$0	\$1.752.943	\$1.881.340
2007	\$0	\$130.593	\$0	\$2.376.040	\$2.506.633
2008	\$0	\$128.472	\$0	\$2.773.370	\$2.901.842
2009	\$0	\$122.894	\$0	\$2.604.433	\$2.727.327
2010	\$538	\$153.470	\$8.444	\$3.634.305	\$3.796.758
2011	\$660	\$188.059	\$8.081	\$3.417.981	\$3.614.781
2012	\$1.407	\$245.989	\$9.994	\$4.223.816	\$4.481.205
2013	\$1.338	\$249.719	\$12.214	\$4.628.065	\$4.891.336
2014	\$1.524	\$277.701	\$11.669	\$4.489.550	\$4.780.444
2015	\$1.200	\$256.804	\$11.968	\$4.344.412	\$4.614.385
2016	\$783	\$238.129	\$12.190	\$4.207.890	\$4.458.993
2017	\$972	\$276.598	\$12.131	\$4.961.951	\$5.251.652
2018	\$840	\$239.362	\$11.607	\$4.108.924	\$4.360.732

Fuente: Elaboración propia

Al analizar la producción agrícola afectada se concluye que los costos por exceso de cobre son mayores a los costos por exceso de arsénico, y, además, que la producción de verduras es más afectada que la producción de frutas. En la Tabla 29 se resumen los costos ambientales totales según el análisis de sensibilidad.

**Tabla 29. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de Coquimbo**

<b>Año</b>	<b>Costo total 1 km [US\$/año]</b>	<b>Costo total 5 km [US\$/año]</b>	<b>Costo total 10 km [US\$/año]</b>
<b>1995</b>	\$48.969	\$2.776.981	\$3.944.151
<b>1996</b>	\$52.839	\$2.900.124	\$4.165.462
<b>1997</b>	\$56.709	\$3.023.267	\$4.386.570
<b>1998</b>	\$60.579	\$3.146.410	\$4.608.086
<b>1999</b>	\$51.322	\$2.358.458	\$3.645.835
<b>2000</b>	\$44.958	\$2.075.232	\$3.216.853
<b>2001</b>	\$36.682	\$1.697.458	\$2.635.252
<b>2002</b>	\$39.541	\$1.813.240	\$2.799.481
<b>2003</b>	\$32.713	\$1.517.953	\$2.360.658
<b>2004</b>	\$35.612	\$1.656.205	\$2.579.051
<b>2005</b>	\$42.941	\$1.984.462	\$3.078.418
<b>2006</b>	\$40.414	\$1.881.389	\$2.931.464
<b>2007</b>	\$54.780	\$2.506.664	\$3.864.821
<b>2008</b>	\$63.940	\$2.901.886	\$4.451.179
<b>2009</b>	\$60.045	\$2.727.366	\$4.185.640
<b>2010</b>	\$965.439	\$4.728.510	\$8.695.523
<b>2011</b>	\$1.221.080	\$4.955.428	\$9.351.270
<b>2012</b>	\$927.659	\$5.200.553	\$8.830.934
<b>2013</b>	\$1.447.374	\$6.277.879	\$11.969.689
<b>2014</b>	\$1.007.392	\$5.500.323	\$9.519.338
<b>2015</b>	\$1.244.872	\$5.705.899	\$10.775.597
<b>2016</b>	\$1.191.730	\$5.459.780	\$10.418.968
<b>2017</b>	\$1.560.594	\$6.846.458	\$13.632.136
<b>2018</b>	\$1.550.497	\$5.953.355	\$12.300.229

Fuente: Elaboración propia

El análisis de sensibilidad muestra que los costos ambientales totales presentan aumentos sustanciales conforme aumenta la distancia analizada, lo cual es atribuible principalmente al aumento de los costos agrícolas por el mayor número de hectáreas afectadas.

Finalmente, en la Tabla 30 se resume el porcentaje que representan los costos ambientales totales en el PIB regional, PIB minero regional y PIB agrícola regional. En este caso es posible observar que el impacto de las externalidades es bastante bajo en los distintos indicadores de PIB, pero el PIB agrícola es más afectado.

**Tabla 30. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de Coquimbo para el periodo 2008-2018**

Año	1 km			5 km			10 km		
	% PIB regional	% PIB agrícola	% PIB minero	% PIB regional	% PIB agrícola	% PIB minero	% PIB regional	% PIB agrícola	% PIB minero
<b>2008</b>	0,00%	0,02%	0,01%	0,06%	1,11%	0,17%	0,09%	1,70%	0,25%
<b>2009</b>	0,00%	0,02%	0,01%	0,06%	0,92%	0,18%	0,09%	1,42%	0,28%
<b>2010</b>	0,01%	0,11%	0,07%	0,07%	1,17%	0,16%	0,13%	1,70%	0,29%
<b>2011</b>	0,02%	0,10%	0,08%	0,06%	1,00%	0,13%	0,12%	1,46%	0,25%
<b>2012</b>	0,01%	0,13%	0,06%	0,06%	1,22%	0,15%	0,11%	1,77%	0,26%
<b>2013</b>	0,02%	0,12%	0,10%	0,08%	1,05%	0,24%	0,15%	1,60%	0,47%
<b>2014</b>	0,01%	0,11%	0,06%	0,07%	0,97%	0,24%	0,13%	1,46%	0,42%
<b>2015</b>	0,02%	0,11%	0,08%	0,09%	0,94%	0,37%	0,17%	1,47%	0,70%
<b>2016</b>	0,02%	0,09%	0,07%	0,08%	0,75%	0,37%	0,15%	1,19%	0,70%
<b>2017</b>	0,02%	0,09%	0,09%	0,09%	0,86%	0,35%	0,18%	1,28%	0,70%
<b>2018</b>	0,02%	0,09%	0,09%	0,07%	0,77%	0,29%	0,15%	1,22%	0,61%
<b>Promedio</b>	0,01%	0,09%	0,06%	0,07%	0,98%	0,24%	0,13%	1,48%	0,45%

Fuente: Elaboración propia

### 4.3 Región de Valparaíso

Para la región de Valparaíso se analizan los costos ambientales que generan las descargas de la División Andina de CODELCO, las cuales afectan a la comuna de Los Andes si se considera 1 km desde el punto de descarga y a las comunas de Los Andes y San Esteban si se consideran 5 km o 10 km desde el punto de descarga. En la Tabla 31 se resumen los costos ambientales por daños a la salud que representan las descargas mineras considerando una distancia de 5 km.

**Tabla 31. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de Valparaíso**

<b>Año</b>	<b>Costo de atenciones médicas por Cu [US\$/año]</b>	<b>Costo de atenciones médicas por As [US\$/año]</b>	<b>Costo de mortalidad prematura por As [US\$/año]</b>	<b>Costo total de daños a la salud [US\$/año]</b>
1995	\$74	\$18	\$14.240	\$14.331
1996	\$70	\$17	\$13.455	\$13.541
1997	\$74	\$18	\$14.269	\$14.360
1998	\$65	\$16	\$12.675	\$12.756
1999	\$43	\$10	\$8.386	\$8.439
2000	\$42	\$10	\$8.108	\$8.160
2001	\$42	\$10	\$8.256	\$8.308
2002	\$51	\$5	\$9.043	\$9.099
2003	\$29	\$0,3	\$5.614	\$5.644
2004	\$37	\$4	\$4.758	\$4.799
2005	\$31	\$13	\$5.041	\$5.085
2006	\$41	\$14	\$4.193	\$4.248
2007	\$44	\$22	\$6.106	\$6.173
2008	\$34	\$12	\$8.093	\$8.139
2009	\$35	\$23	\$7.777	\$7.835
2010	\$35	\$13	\$8.479	\$8.526
2011	\$38	\$38	\$8.268	\$8.345
2012	\$34	\$22	\$7.217	\$7.274
2013	\$26	\$0,4	\$7.557	\$7.584
2014	\$22	\$7	\$15.112	\$15.140
2015	\$23	\$26	\$4.767	\$4.816
2016	\$41	\$21	\$5.190	\$5.253
2017	\$13	\$21	\$8.568	\$8.601
2018	\$22	\$10	\$9.272	\$9.304

Fuente: Elaboración propia

A partir de la Tabla 31 es posible observar que los costos por atenciones médicas asociadas a las descargas de Cu son mayores que los costos por las atenciones médicas asociadas a las descargas de As. Sin embargo, el mayor costo ambiental en salud se atribuye a la mortalidad prematura por la presencia de As. Es necesario señalar que en esta región no existe producción agrícola afectada, por lo cual las externalidades ambientales solamente se atribuyen a costos en salud.

En la Tabla 32 se presenta el análisis de sensibilidad para las diferentes distancias analizadas.

**Tabla 32. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de Valparaíso**

<b>Año</b>	<b>Costo total 1 km [\$US/año]</b>	<b>Costo total 5 km [\$US/año]</b>	<b>Costo total 10 km [\$US/año]</b>
<b>1995</b>	\$11.116	\$14.331	\$17.036
<b>1996</b>	\$10.503	\$13.541	\$16.096
<b>1997</b>	\$11.138	\$14.360	\$17.070
<b>1998</b>	\$9.894	\$12.756	\$15.163
<b>1999</b>	\$6.546	\$8.439	\$10.032
<b>2000</b>	\$6.329	\$8.160	\$9.699
<b>2001</b>	\$6.444	\$8.308	\$9.876
<b>2002</b>	\$7.119	\$9.099	\$10.643
<b>2003</b>	\$4.417	\$5.644	\$6.596
<b>2004</b>	\$3.717	\$4.799	\$5.721
<b>2005</b>	\$3.967	\$5.085	\$5.980
<b>2006</b>	\$3.293	\$4.248	\$5.052
<b>2007</b>	\$4.806	\$6.173	\$7.288
<b>2008</b>	\$6.401	\$8.139	\$9.424
<b>2009</b>	\$6.151	\$7.835	\$9.104
<b>2010</b>	\$6.682	\$8.526	\$9.941
<b>2011</b>	\$6.556	\$8.345	\$9.681
<b>2012</b>	\$5.685	\$7.274	\$8.523
<b>2013</b>	\$5.938	\$7.584	\$8.856
<b>2014</b>	\$11.863	\$15.140	\$17.657
<b>2015</b>	\$3.766	\$4.816	\$5.636
<b>2016</b>	\$4.107	\$5.253	\$6.150
<b>2017</b>	\$6.757	\$8.601	\$9.983
<b>2018</b>	\$7.309	\$9.304	\$10.799

Fuente: Elaboración propia

A partir de los resultados de la Tabla 31 se observa que a medida que aumenta la distancia también se incrementan los costos ambientales. Sin embargo, si se comparan estos resultados con los obtenidos para la región de Coquimbo, es posible notar que los costos son más similares cuando cambia la distancia, lo cual se atribuye a que en la región de Valparaíso no hay agricultura afectada, a diferencia de la región de Coquimbo.

Finalmente, en la Tabla 33 se registra el porcentaje que representan los costos ambientales en relación con el PIB regional y PIB minero regional, observándose que es un porcentaje muy inferior al 0,001%.

**Tabla 33. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de Valparaíso para el periodo 2008-2018**

Año	1 km		5 km		10 km	
	% PIB regional	% PIB minero	% PIB regional	% PIB minero	% PIB regional	% PIB minero
2008	0,00005%	0,00027%	0,00006%	0,00034%	0,00007%	0,00040%
2009	0,00005%	0,00029%	0,00006%	0,00037%	0,00007%	0,00043%
2010	0,00004%	0,00023%	0,00005%	0,00029%	0,00006%	0,00034%
2011	0,00003%	0,00017%	0,00004%	0,00022%	0,00005%	0,00026%
2012	0,00003%	0,00016%	0,00003%	0,00020%	0,00004%	0,00024%
2013	0,00003%	0,00025%	0,00003%	0,00032%	0,00004%	0,00038%
2014	0,00006%	0,00056%	0,00007%	0,00072%	0,00008%	0,00084%
2015	0,00002%	0,00024%	0,00002%	0,00031%	0,00003%	0,00036%
2016	0,00002%	0,00028%	0,00002%	0,00035%	0,00003%	0,00041%
2017	0,00003%	0,00033%	0,00004%	0,00043%	0,00004%	0,00049%
2018	0,00003%	0,00037%	0,00004%	0,00047%	0,00005%	0,00054%
<b>Promedio</b>	0,00003%	0,00029%	0,00004%	0,00037%	0,00005%	0,00043%

Fuente: Elaboración propia

#### 4.4 Región de O'Higgins

Para la región de O'Higgins se analizaron las descargas mineras de la División El Teniente de CODELCO, las cuales afectan a las comunas de Machalí, Olivar y Requínoa si se considera 1 km desde el punto de descarga, a las comunas de Machalí, Olivar, Requínoa y Rancagua si se consideran 5 km desde el punto de descarga, y a las comunas de Machalí, Olivar, Requínoa, Rancagua, Graneros, Doñihue y Codegua si se consideran 10 km desde el punto de descarga. En la Tabla 34 se reportan los costos ambientales en salud asociados a las atenciones médicas y mortalidad prematura que generan las descargas mineras en esta región.

**Tabla 34. Costos ambientales por daños a la salud debido a descargas mineras en la región de O'Higgins**

<b>Año</b>	<b>Costo de atenciones médicas por Cu [US\$/año]</b>	<b>Costo de atenciones médicas por As [US\$/año]</b>	<b>Costo de mortalidad prematura por As [US\$/año]</b>	<b>Costo total de daños a la salud [US\$/año]</b>
<b>1995</b>	\$0,05	\$0,14	\$74	\$74
<b>1996</b>	\$0,07	\$0,11	\$68	\$68
<b>1997</b>	\$0,06	\$0,15	\$74	\$74
<b>1998</b>	\$0,08	\$0,26	\$79	\$80
<b>1999</b>	\$0,07	\$0,16	\$81	\$81
<b>2000</b>	\$0,08	\$0,16	\$81	\$82
<b>2001</b>	\$0,08	\$0,17	\$251	\$251
<b>2002</b>	\$0,10	\$0,32	\$110	\$110
<b>2003</b>	\$0,10	\$0,11	\$141	\$141
<b>2004</b>	\$0,04	\$0,09	\$34	\$34
<b>2005</b>	\$0,05	\$0,24	\$66	\$67
<b>2006</b>	\$0,05	\$0,14	\$51	\$52
<b>2007</b>	\$0,07	\$1	\$526	\$527
<b>2008</b>	\$1	\$0,24	\$195	\$196
<b>2009</b>	\$4	\$1	\$460	\$466
<b>2010</b>	\$3	\$3	\$617	\$623
<b>2011</b>	\$3	\$6	\$2.726	\$2.736
<b>2012</b>	\$3	\$2	\$1.148	\$1.152
<b>2013</b>	\$1	\$0,42	\$327	\$328
<b>2014</b>	\$2	\$0,50	\$1.061	\$1.063
<b>2015</b>	\$9	\$1	\$860	\$869
<b>2016</b>	\$5	\$7	\$1.896	\$1.908
<b>2017</b>	\$0,49	\$2	\$676	\$678
<b>2018</b>	\$5	\$5	\$2.047	\$2.056

Fuente: Elaboración propia

Para el caso de la región de O'Higgins se puede afirmar que las atenciones médicas son más costosas por la presencia de As en el agua en comparación a la presencia de Cu. Además, el costo por mortalidad prematura asociada a las descargas de As representa el mayor costo ambiental por daños a la salud.

En la Tabla 35 se presentan los costos ambientales que generan las descargas mineras por problemas en la producción agrícola.

**Tabla 35. Costos ambientales por daños agrícolas debido a descargas mineras en la región de O'Higgins**

<b>Año</b>	<b>Costo en frutas por As [\$US/año]</b>	<b>Costo en frutas por Cu [\$US/año]</b>	<b>Costo en Verduras por As [\$US/año]</b>	<b>Costo en verduras por Cu [\$US/año]</b>	<b>Costo total agrícola [\$US/año]</b>
<b>1995</b>	\$4.000	\$15.212.379	\$16.701	\$63.514.484	\$78.747.563
<b>1996</b>	\$6.604	\$23.087.605	\$20.570	\$71.915.501	\$95.030.279
<b>1997</b>	\$8.062	\$30.962.831	\$20.912	\$80.316.518	\$111.308.323
<b>1998</b>	\$8.872	\$38.838.057	\$20.267	\$88.717.535	\$127.584.731
<b>1999</b>	\$25.069	\$43.470.708	\$19.717	\$34.190.698	\$77.706.192
<b>2000</b>	\$23.403	\$24.245.378	\$17.044	\$17.657.884	\$41.943.710
<b>2001</b>	\$17.842	\$4.802.316	\$12.482	\$3.359.657	\$8.192.297
<b>2002</b>	\$10.977	\$837.189	\$8.974	\$684.417	\$1.541.557
<b>2003</b>	\$10.104	\$657.011	\$6.769	\$440.178	\$1.114.062
<b>2004</b>	\$28.085	\$95.159.256	\$18.188	\$61.625.215	\$156.830.744
<b>2005</b>	\$28.750	\$104.049.414	\$20.532	\$74.307.671	\$178.406.367
<b>2006</b>	\$34.105	\$109.621.267	\$21.758	\$69.934.893	\$179.612.024
<b>2007</b>	\$10.047	\$990.749	\$8.542	\$842.335	\$1.851.672
<b>2008</b>	\$11.132	\$393.821	\$11.229	\$397.270	\$813.451
<b>2009</b>	\$9.575	\$356.719	\$9.482	\$353.262	\$729.037
<b>2010</b>	\$10.103	\$361.988	\$9.507	\$358.175	\$739.772
<b>2011</b>	\$11.692	\$443.791	\$7.723	\$308.256	\$771.461
<b>2012</b>	\$15.638	\$574.951	\$10.264	\$395.204	\$996.058
<b>2013</b>	\$19.270	\$624.660	\$14.880	\$506.489	\$1.165.300
<b>2014</b>	\$19.454	\$696.054	\$11.935	\$450.800	\$1.178.243
<b>2015</b>	\$16.366	\$586.051	\$15.203	\$572.489	\$1.190.109
<b>2016</b>	\$16.740	\$627.004	\$14.052	\$550.925	\$1.208.721
<b>2017</b>	\$16.247	\$587.556	\$13.886	\$527.799	\$1.145.488
<b>2018</b>	\$15.029	\$562.563	\$14.877	\$585.526	\$1.177.994

Fuente: Elaboración propia

Al analizar cómo afectan las descargas mineras a la agricultura se concluye que el exceso de Cu representa un mayor problema económico para la producción de frutas y verduras en comparación al As. Por otro lado, al comparar los resultados con los obtenidos para la región de Coquimbo, en la región de O'Higgins el grado de afectación para la producción de frutas y verduras muestra ser más similar, aunque nuevamente la producción de verduras es la más afectada.

En la Tabla 36 se presenta un análisis de sensibilidad de los costos ambientales en la región de O'Higgins según sea la distancia analizada desde el punto de descargas.

**Tabla 36. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales en la región de O'Higgins**

<b>Año</b>	<b>Costo total 1 km [\$US/año]</b>	<b>Costo total 5 km [\$US/año]</b>	<b>Costo total 10 km [\$US/año]</b>
<b>1995</b>	\$17.469.210	\$78.747.637	\$198.193.112
<b>1996</b>	\$21.051.054	\$95.030.347	\$260.844.037
<b>1997</b>	\$24.631.979	\$111.308.397	\$323.484.677
<b>1998</b>	\$28.212.586	\$127.584.811	\$386.120.968
<b>1999</b>	\$18.124.012	\$77.706.273	\$332.530.169
<b>2000</b>	\$9.812.094	\$41.943.792	\$183.457.323
<b>2001</b>	\$1.918.639	\$8.192.547	\$36.209.586
<b>2002</b>	\$358.229	\$1.541.667	\$6.502.200
<b>2003</b>	\$260.808	\$1.114.203	\$4.967.824
<b>2004</b>	\$36.861.131	\$156.830.778	\$708.478.740
<b>2005</b>	\$41.773.083	\$178.406.434	\$784.763.433
<b>2006</b>	\$42.239.749	\$179.612.076	\$814.619.717
<b>2007</b>	\$430.022	\$1.852.199	\$7.727.828
<b>2008</b>	\$187.052	\$813.647	\$3.206.497
<b>2009</b>	\$167.921	\$729.503	\$2.893.086
<b>2010</b>	\$167.166	\$740.395	\$3.234.187
<b>2011</b>	\$185.322	\$774.197	\$3.580.605
<b>2012</b>	\$231.218	\$997.210	\$4.446.523
<b>2013</b>	\$270.064	\$1.165.628	\$5.070.315
<b>2014</b>	\$293.895	\$1.179.307	\$5.688.737
<b>2015</b>	\$271.967	\$1.190.978	\$4.908.359
<b>2016</b>	\$279.426	\$1.210.629	\$5.046.204
<b>2017</b>	\$270.954	\$1.146.167	\$4.916.040
<b>2018</b>	\$266.910	\$1.180.050	\$4.795.498

Fuente: Elaboración propia

Con el análisis de sensibilidad es posible observar que hay un gran cambio en los costos ambientales totales según sean los kilómetros analizados, lo cual se explica porque a medida que se incrementa la distancia más comunas y hectáreas de cultivos agrícolas son afectadas.

Finalmente, en la Tabla 37 se resume el porcentaje que representan los costos ambientales en el PIB regional, PIB minero regional y PIB agrícola regional. En este caso el valor de las externalidades ambientales también representa un porcentaje bastante bajo, pero el PIB agrícola es el indicador más afectado.

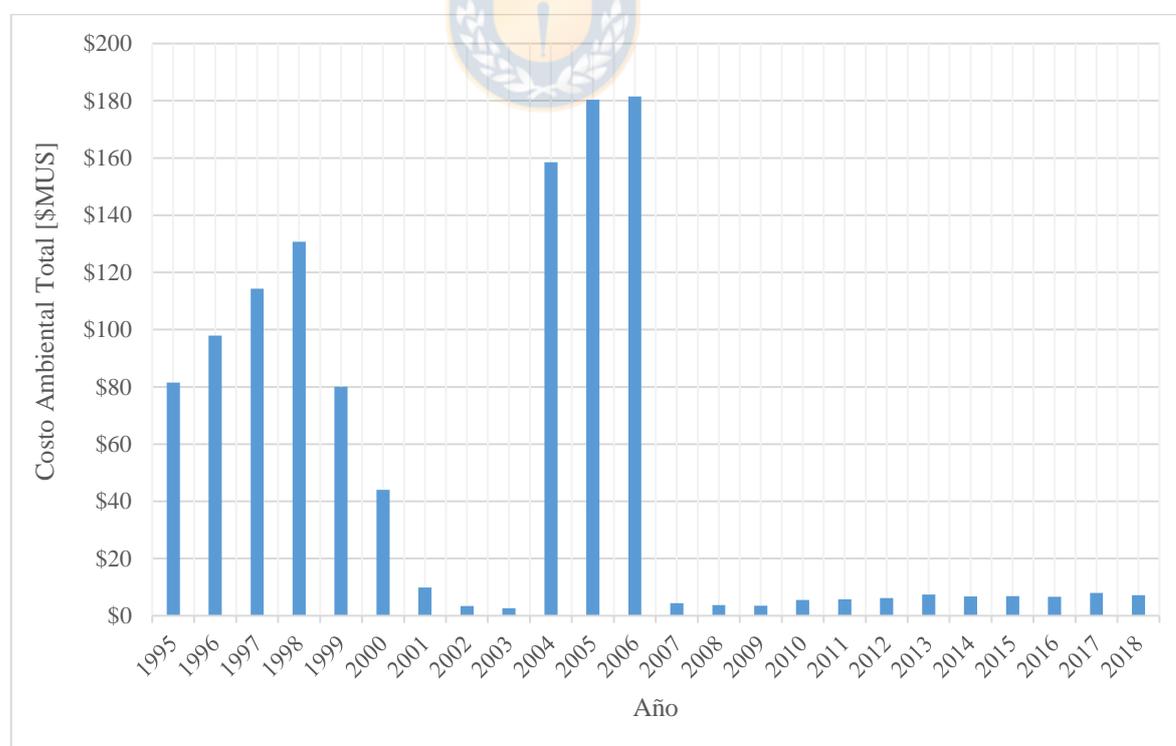
**Tabla 37. Porcentaje de los PIB regionales que representan los costos ambientales en la región de O'Higgins para el periodo 2008-2018**

Año	1 km			5 km			10 km		
	%PIB regional	%PIB agrícola	%PIB minero	%PIB regional	%PIB agrícola	%PIB minero	%PIB regional	%PIB agrícola	%PIB minero
2008	0,003%	0,02%	0,01%	0,01%	0,08%	0,04%	0,04%	0,33%	0,16%
2009	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,07%	0,04%	0,04%	0,27%	0,15%
2010	0,002%	0,01%	0,01%	0,01%	0,06%	0,02%	0,03%	0,25%	0,11%
2011	0,002%	0,01%	0,01%	0,01%	0,05%	0,02%	0,03%	0,24%	0,11%
2012	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,07%	0,03%	0,04%	0,31%	0,15%
2013	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,08%	0,04%	0,04%	0,34%	0,18%
2014	0,003%	0,02%	0,01%	0,01%	0,07%	0,04%	0,05%	0,35%	0,21%
2015	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,07%	0,06%	0,04%	0,31%	0,24%
2016	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,07%	0,06%	0,04%	0,28%	0,24%
2017	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,06%	0,04%	0,04%	0,27%	0,19%
2018	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,07%	0,05%	0,04%	0,27%	0,18%
<b>Promedio</b>	0,002%	0,02%	0,01%	0,01%	0,07%	0,04%	0,04%	0,29%	0,18%

Fuente: Elaboración propia

#### 4.5 Análisis a nivel nacional

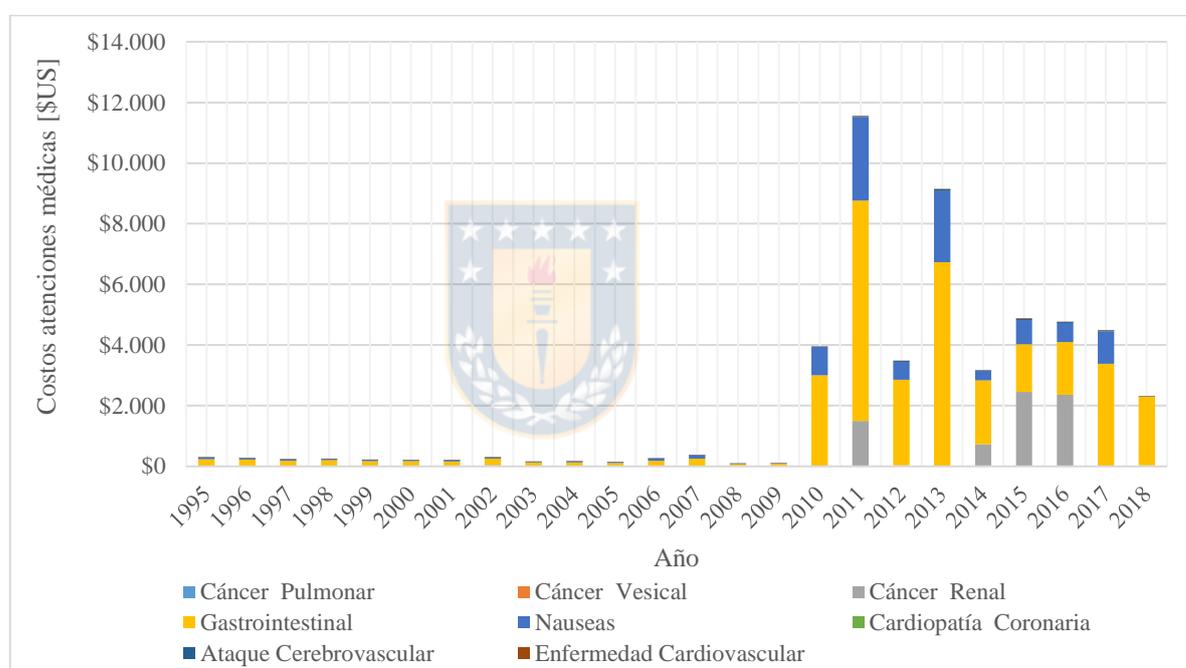
Considerando los resultados regionales reportados en las tablas previas se presentan los resultados agregados a nivel nacional en millones de dólares (\$MMUS) en la Figura 9.



**Figura 9. Costos ambientales totales asociados a las descargas mineras**

Fuente: Elaboración propia

Al analizar el comportamiento de los costos ambientales dentro del periodo en estudio se puede observar que existió un alza en los costos en los años 1997-1998 que luego se reduce drásticamente. Este periodo coincide con los años en que comienza a profundizarse la gestión ambiental en Chile ya que en el pasado existieron múltiples precedentes que advirtieron la necesidad de regularizar de mejor manera los aspectos ambientales de las operaciones mineras, como por ejemplo el D.S. N°90, el cual fue promulgada en el año 2000. Justamente tras este año es cuando ocurre la caída más drástica de los costos. Por otro lado, entre los años 2004-2006 nuevamente hay un incremento en los costos ambientales. Esto se podría atribuir a que en este periodo la producción minera aumentó en comparación a los años anteriores debido al boom del precio del cobre. Finalmente, a partir del año 2007 es posible observar que los costos ambientales se han mantenido relativamente constantes y bajos, lo que posiblemente se podría atribuir al mayor compromiso ambiental que han manifestado las mineras y a que la regulación ambiental chilena está más consolidada.

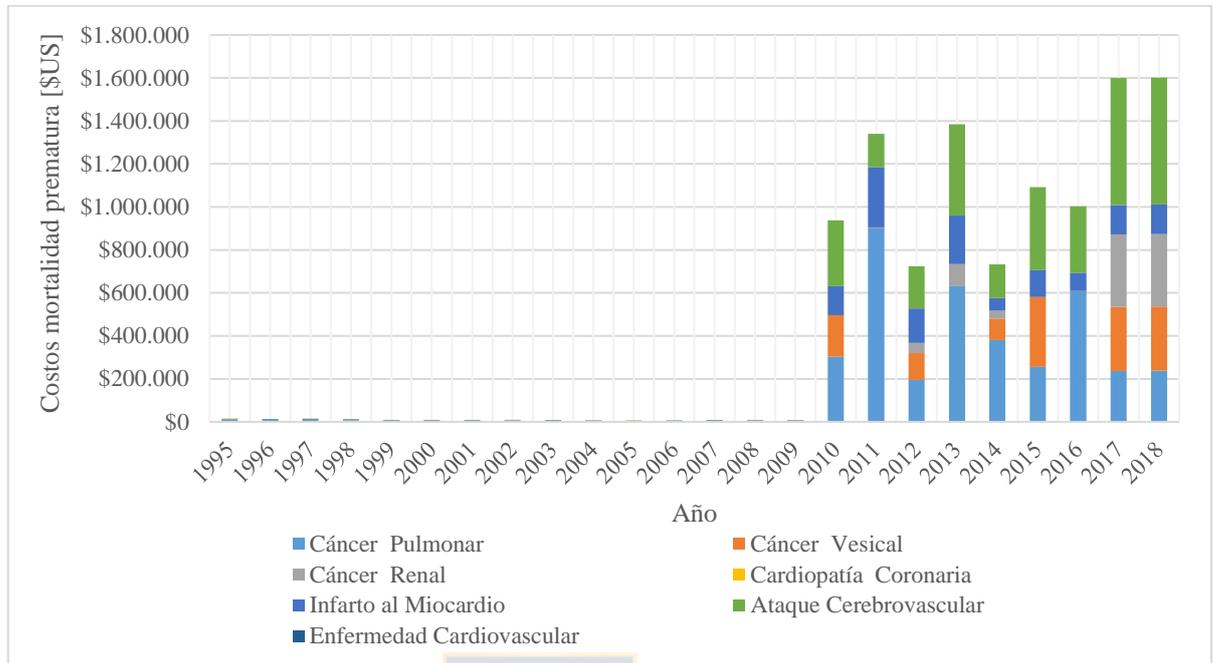


**Figura 10. Costos por atenciones médicas asociadas a las descargas mineras**

Fuente: Elaboración propia

Al analizar las enfermedades que pueden ser generadas por la ingesta de Cu o As a través del agua, en la Figura 10 se determina que los mayores costos en salud se asocian al exceso de Cu y los efectos que genera este contaminante en la salud humana ya sea por náuseas o complicaciones gastrointestinales. Si bien dichas atenciones médicas no representan un alto costo unitario, los costos se incrementan de forma relevante por ser las complicaciones medicas que más se repiten. Además, es posible observar que desde el año 2010 los costos ambientales por atenciones médicas aumentaron en comparación al periodo anterior, lo cual se puede explicar debido a que desde el año 2010 comienzan las descargas de la operación Tres Valles, por lo tanto, son más las personas que comienzan a recibir el efecto de las descargas. Sumado a esto, se observa que los valores máximos se alcanzan en el año 2011 y 2016, lo cual se puede explicar al observar en la Tabla 16 ya que para

estos años hay un aumento en la población afectada en comparación a los años vecinos, y, además, según la información que registra el DEIS<sup>66</sup> en el año 2011 hay un gran aumento en los egresos médicos, principalmente en la comuna de Salamanca, por atenciones debido a problemas gastrointestinales.



**Figura 11. Costos por mortalidad prematura asociada a las descargas mineras**

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 11 se observa que al desagregar la mortalidad prematura el cáncer pulmonar y el ataque cerebrovascular implican el mayor costo ambiental sobre la salud, el cual se atribuye a la presencia de As en el agua que se ingiere por la población en zonas mineras. Además, los costos ambientales por mortalidad prematura comienzan a ser mayores desde el año 2010, influenciados por el comienzo de las descargas de la operación Tres Valles en Coquimbo. También, es posible observar que los mayores costos fueron alcanzados en los años 2017-2018, lo cual es principalmente atribuible a que según registra el DEIS existió una gran cantidad de casos de mortalidad prematura por enfermedades que pueden ser desarrolladas por el consumo de arsénico en el agua.

<sup>66</sup> <https://deis.minsal.cl/>

**Tabla 38. Análisis de sensibilidad para costos totales en la salud asociados a la presencia de arsénico y cobre en las descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Costo total por daños en la salud 1 km [US\$/año]</b>	<b>Costo total por daños en la salud 5 km [US\$/año]</b>	<b>Costo total por daños en la salud 10 km [US\$/año]</b>
<b>1995</b>	\$11.152	\$15.247	\$18.478
<b>1996</b>	\$10.529	\$14.411	\$17.456
<b>1997</b>	\$11.175	\$14.572	\$17.581
<b>1998</b>	\$9.933	\$13.635	\$16.554
<b>1999</b>	\$6.585	\$9.285	\$11.383
<b>2000</b>	\$6.368	\$9.087	\$11.124
<b>2001</b>	\$6.619	\$9.392	\$11.481
<b>2002</b>	\$7.168	\$9.483	\$11.859
<b>2003</b>	\$4.489	\$6.317	\$8.028
<b>2004</b>	\$3.732	\$5.956	\$7.197
<b>2005</b>	\$3.997	\$6.111	\$7.482
<b>2006</b>	\$3.316	\$5.145	\$6.293
<b>2007</b>	\$5.033	\$7.056	\$10.473
<b>2008</b>	\$6.477	\$8.378	\$10.777
<b>2009</b>	\$6.340	\$8.340	\$11.875
<b>2010</b>	\$601.135	\$941.869	\$3.197.139
<b>2011</b>	\$862.845	\$1.351.727	\$4.087.642
<b>2012</b>	\$464.995	\$727.774	\$2.319.299
<b>2013</b>	\$890.274	\$1.394.456	\$4.561.897
<b>2014</b>	\$471.475	\$736.082	\$2.332.311
<b>2015</b>	\$700.213	\$1.097.199	\$3.527.833
<b>2016</b>	\$643.152	\$1.008.059	\$3.363.111
<b>2017</b>	\$1.024.089	\$1.604.116	\$5.784.231
<b>2018</b>	\$1.023.924	\$1.604.031	\$5.408.057

Fuente: Elaboración propia

Al analizar los costos totales en salud reportados en la Tabla 38, se observa que hay una clara estabilidad en los costos según la distancia analizada hasta el año 2009, viéndose más distorsionada desde el año 2010 hasta el año 2018. Esto se puede atribuir a que en el año 2010 comienza la producción de la operación minera Tres Valles, por lo tanto, a partir de esta fecha son más las comunas y población afectada.

Este comportamiento también se repite cuando se analizan por separado los costos por atenciones médicas debido a la ingesta de Cu y As (ver Tabla A1 y Tabla A2 en Anexo). Cabe destacar que los costos por egresos médicos por ingesta de Cu son superiores a los costos por egresos médicos por ingesta de As. Finalmente, los costos por mortalidad prematura son mucho mayores a los costos por atención médica y no presentan una gran volatilidad según sea la distancia analizada (ver Tabla A3 en Anexo).

Al analizar los costos totales en agricultura (Tabla 39), se determina que estos son muy superiores a los daños sobre la salud. Además, se determina que estos son muy dependientes del área afectada ya que los costos aumentan sustancialmente a medida que aumenta la distancia (ver Tabla A4, A5, A6, A7 del Anexo). Este cambio es mucho mayor que el producido cuando se sensibilizan los costos totales en salud. Los máximos costos por pérdida en la producción agrícola se encuentran en el

periodo 2004-2006, atribuido al aumento en la producción minera debido al boom en los precios del cobre. Tras esto existió una caída abrupta en los costos, los cuales en los últimos años han tenido tendencia al alza. Finalmente, se puede mencionar que las descargas de Cu son más dañinas que las descargas de As para las frutas y verduras, y, además, que el valor de la producción de verduras se ve más afectado que el valor de la producción de frutas.

**Tabla 39. Análisis de sensibilidad para costos ambientales totales por pérdida de producción agrícola debido a la presencia de cobre y arsénico en las descargas mineras**

Año	Costos total	Costos total	Costos total
	daños en la agricultura	daños en la agricultura	daños en la agricultura
	1 km [\$/US/año]	5 km [\$/US/año]	10 km [\$/US/año]
1995	\$17.518.143	\$81.524.396	\$202.136.513
1996	\$21.103.866	\$97.930.263	\$265.008.803
1997	\$24.688.652	\$114.331.459	\$327.870.742
1998	\$28.273.126	\$130.731.019	\$390.728.339
1999	\$18.175.295	\$80.064.536	\$336.175.303
2000	\$9.857.011	\$44.018.836	\$186.673.491
2001	\$1.955.146	\$9.889.656	\$38.843.966
2002	\$397.721	\$3.354.683	\$9.300.623
2003	\$293.450	\$2.631.935	\$7.327.502
2004	\$36.896.728	\$158.486.861	\$711.057.351
2005	\$41.815.994	\$180.390.786	\$787.841.266
2006	\$42.280.141	\$181.493.364	\$817.550.737
2007	\$484.575	\$4.358.305	\$11.589.788
2008	\$250.916	\$3.715.294	\$7.656.323
2009	\$227.777	\$3.456.365	\$7.075.954
2010	\$538.152	\$4.536.530	\$8.743.479
2011	\$550.114	\$4.386.242	\$8.853.914
2012	\$699.566	\$5.477.262	\$10.966.680
2013	\$833.103	\$6.056.635	\$12.486.963
2014	\$841.675	\$5.958.688	\$12.893.420
2015	\$820.393	\$5.804.493	\$12.161.759
2016	\$832.111	\$5.667.713	\$12.108.321
2017	\$814.217	\$6.397.140	\$12.773.959
2018	\$800.792	\$5.538.725	\$11.698.517

Fuente: Elaboración propia

A partir de los resultados previos es posible determinar que los costos ambientales que generan las descargas mineras sobre la salud de la población y la producción agrícola representan un porcentaje muy pequeño del PIB minero, PIB de la minería del cobre y PIB nacional, siendo siempre inferior al 0,1% (ver Tabla 40). Si bien se podría concluir que el daño que generan las descargas mineras es relativamente despreciable, es preciso destacar que despreocuparse de la calidad de los recursos hídricos podría traer consigo series problemas para el futuro en términos económicos y sociales ya que los daños ambientales podrían ser irreversibles, y, además, muchos daños ambientales podrían no estar siendo adecuadamente valorados con los datos disponibles en la actualidad.

**Tabla 40. Porcentaje del PIB que representan los costos ambientales asociados a las descargas mineras en Chile**

Año	1 km			5 km			10 km		
	% PIB minero	% PIB cobre	% PIB nacional	% PIB minero	% PIB cobre	% PIB nacional	% PIB minero	% PIB cobre	% PIB nacional
<b>2008</b>	0,001%	0,001%	0,000%	0,016%	0,017%	0,002%	0,033%	0,036%	0,005%
<b>2009</b>	0,001%	0,001%	0,000%	0,015%	0,016%	0,002%	0,031%	0,034%	0,004%
<b>2010</b>	0,003%	0,004%	0,001%	0,016%	0,017%	0,003%	0,034%	0,037%	0,005%
<b>2011</b>	0,004%	0,004%	0,001%	0,015%	0,017%	0,002%	0,035%	0,039%	0,005%
<b>2012</b>	0,003%	0,004%	0,000%	0,018%	0,021%	0,002%	0,039%	0,044%	0,005%
<b>2013</b>	0,006%	0,006%	0,001%	0,025%	0,028%	0,003%	0,056%	0,063%	0,006%
<b>2014</b>	0,005%	0,005%	0,001%	0,024%	0,026%	0,003%	0,054%	0,059%	0,006%
<b>2015</b>	0,007%	0,008%	0,001%	0,033%	0,037%	0,003%	0,076%	0,083%	0,006%
<b>2016</b>	0,007%	0,008%	0,001%	0,033%	0,037%	0,003%	0,076%	0,087%	0,006%
<b>2017</b>	0,007%	0,008%	0,001%	0,030%	0,033%	0,003%	0,069%	0,076%	0,007%
<b>2018</b>	0,006%	0,007%	0,001%	0,024%	0,027%	0,002%	0,059%	0,065%	0,006%
<b>Promedio</b>	0,005%	0,005%	0,0005%	0,023%	0,025%	0,002%	0,051%	0,057%	0,006%

Fuente: Elaboración propia

## 5 Conclusiones

Al analizar los resultados obtenidos en este estudio se puede concluir que la región del país con los menores costos ambientales por descargas mineras es la región de Atacama. Lo anterior, se explica porque la División El Salvador de CODELCO no siempre descarga sus riles en cuerpos de agua superficial, sino que en algunas ocasiones toda el agua descargada se va directo a los tranques de relaves, y además, existe escasa población expuesta a consumir agua desde una fuente de agua contaminada.

La región de O'Higgins es la más afectada por las descargas mineras. Esto se explica porque existe una mayor población expuesta a recibir agua de una fuente contaminada (cuatro comunas dentro de los 5 km), el sector agrícola también recibe externalidades de dichas descargas, y, además, las descargas de la División el Teniente tienen alta concentración de Cobre y Arsénico.

En la región de Coquimbo las descargas mineras también afectan a la salud de la población y producción agrícola. Es importante mencionar que en la actualidad solo existen datos para valorizar las descargas de cobre y arsénico para la operación minera Tres Valles que comenzó sus operaciones en el año 2010, mientras que para la mina Panulcillo solo existe un estudio realizado para la DGA que le atribuye un incremento en las concentraciones de Cu en el cuerpo de agua receptor. De esta forma la información es bastante escasa. Sin embargo, en el pasado han existido conflictos entre la población y la minera por problemas de contaminación al agua, siendo un ejemplo icónico el “Caso Caimanes” y los problemas con el tranque de relaves “El Mauro” perteneciente a la firma minera Antofagasta Minerals.

La región de Valparaíso muestra una tendencia constante en los costos ambientales, pero en el año 2014 existió un alza en estos costos. Esto se puede explicar principalmente debido a que ese año existió una gran cantidad de defunciones en la comuna de Los Andes a causa de enfermedades que pueden ser desarrolladas por el exceso de arsénico en el agua según información que entrega el DEIS<sup>67</sup>.

En términos generales, es posible observar que los costos por atenciones médicas que generan las descargas de cobre son mayores que las generadas por las descargas de arsénico. Si bien la presencia de cobre en el agua no presenta mortalidad como la presencia de arsénico, el exceso de cobre en pequeñas cantidades puede derivar en problemas gastrointestinales, los cuales no implican un alto costo médico, pero este puede ser muy reiterado y eso conlleva a una cifra mayor. Sin embargo, el

---

<sup>67</sup> <https://deis.minsal.cl/>

mayor costo ambiental en salud se produce por la mortalidad prematura asociada al exceso de arsénico en el agua que se ingiere a través de las fuentes de agua contaminada.

Por otro lado, se determina que los costos ambientales sobre la producción agrícola son mucho mayores que los costos en salud. Esto se puede explicar porque la población expuesta a recibir agua contaminada es relativamente baja en las zonas cercanas a las operaciones mineras. Sin embargo, en Chile aún no se regula legalmente la calidad del agua para riego, por lo cual muchos cultivos podrían estar regándose con agua de baja calidad.

De acuerdo con la literatura recopilada, las descargas mineras deberían generar un efecto negativo en los rendimientos de la producción de frutas y verduras. Específicamente, los resultados obtenidos muestran que el cobre es más dañino para la producción agrícola que el arsénico. Esto se puede explicar porque en concentraciones bajas el arsénico puede ser beneficioso para el crecimiento de las plantas y existen algunos cultivos que no se ven mayormente afectados por la presencia de este contaminante, por cual el arsénico no genera grandes pérdidas en el rendimiento agrícola. Al estudiar las descargas mineras de la minería del cobre es posible determinar que estas son más ricas en cobre que en arsénico, por lo cual el riego con dicha agua presenta un mayor exceso de cobre que exceso de arsénico. Además, es necesario mencionar que las aguas superficiales cercanas a faenas mineras en Chile naturalmente son ricas en arsénico, por lo tanto, el efecto que genera el cobre es más invasivo y disruptivo. Finalmente, los resultados obtenidos muestran que la producción de verduras se ve más afectada que la producción de frutas.

Al analizar los costos ambientales totales es posible observar que en el año 1998 se obtiene un máximo local, y luego paulatinamente los costos descienden. Esto se puede asociar a que en 1997 comenzaron oficialmente las regulaciones ambientales sobre la minería chilena, siendo la caída más abrupta tras el año 2000, precisamente el año en que se promulga el D.S. N°90, encargado de regular las descargas de riles a cuerpos de agua superficial, por lo tanto, los resultados demuestran lo útil que son las regulaciones medioambientales. Por otro lado, el máximo valor de los costos ambientales es obtenido en el periodo 2004-2006, lo cual se explica porque fue un año de gran producción minera lo que implica mayor volumen de descargas. En los últimos años se aprecia que los costos ambientales son más constantes con una tendencia a la baja, lo cual se podría asociar a las mejoras en la gestión de descargas y residuos en minería.

Sin embargo, los costos ambientales sobre la producción agrícola y la salud se comportan de manera diferente. Los costos por daño agrícola han ido disminuyendo a través de los años, lo cual se explica porque las descargas mineras están mejor reguladas y antiguamente su contenido metálico era más contaminante. Por otro lado, los costos por daños a la salud han ido en aumento en los últimos años ya que existen más operaciones mineras que registran descargas, por lo cual las comunas afectadas

han ido creciendo. No obstante, como los costos agrícolas son sustancialmente mayores a los costos a la salud, se observa que la tendencia de los costos ambientales totales ha ido disminuyendo a través de los años.

Al comparar los resultados de daños ambientales que genera la minería por descargas a cuerpos de agua superficial con respecto a estudios respecto a los daños que genera el sector minero por contaminación al aire, citados anteriormente en el presente documento, se puede concluir que los primeros son bastante bajos, representando en promedio tan solo un 1,7% de los costos de las externalidades que genera la minería al aire para el periodo 1995-2015. Una de las grandes diferencias entre ambos tipos de externalidades es que la población afectada puede obviar los efectos de la contaminación al agua gracias a empresas purificadoras del recurso, pero no pueden protegerse tan fácilmente de la contaminación del aire.

Así, a partir de este estudio se puede concluir que los costos ambientales por las descargas mineras no representan una magnitud relevante si se compara con los ingresos que genera la minería y los daños por externalidades el aire. Sin embargo, es preciso enfatizar que el agua es un recurso fundamental para el desarrollo de cualquier actividad humana, por lo tanto, su cuidado se escapa de métricas netamente económicas. Además, hay que recordar que la minería también presenta descargas hacia el mar que no fueron valorizadas en este estudio, lo cual podría traer consigo daños a la producción del sector pesquero y a la salud de la población producto del consumo de pescados y mariscos. Finalmente, se puede mencionar que últimamente la desalación de agua de mar y su uso en minería ha tomado más protagonismo por la escasez del recurso hídrico, por lo tanto, hay otras fuentes de contaminación ambiental al mar que no fueron considerados en este estudio por falta de datos, los cuales podrían generar daño a la salud de la población, otras actividades económicas y conservación del ecosistema.

Por otro lado, a través de este estudio se puede observar el aporte que ha tenido la regulación y gestión ambiental en minería ya que los costos ambientales en los últimos años han sido menores y más estables. Sin embargo, en minería siempre existe incertidumbre por los impactos posteriores al cierre y/o los eventos extremos, tales como infiltraciones, rebalse de tranques de relaves, entre otros. Por lo anterior, la minería debiese destinar más recursos para la inversión en nuevas tecnologías y procesos para evitar desastres ambientales, ya que estos también generan problemas sociales y económicos. Además, existe la posibilidad de que muchas descargas mineras no están siendo monitoreadas o se produzcan descargas ilegales. En consecuencia, se recomienda continuar avanzando en la gestión ambiental y que las externalidades ambientales sean internalizadas desde el inicio de la planificación estratégica minera.

## 6 Referencias

- Aitken, D., Rivera, D., Godoy-Faúndez, A., & Holzapfel, E. (2016). Water scarcity and the impact of the mining and agricultural sectors in Chile. *Sustainability (Switzerland)*, 8(2). <https://doi.org/10.3390/su8020128>
- Alonzo, M., Van Den Hoek, J., & Ahmed, N. (2016). Capturing coupled riparian and coastal disturbance from industrial mining using cloud-resilient satellite time series analysis. *Scientific Reports*, 6(February), 1–12. <https://doi.org/10.1038/srep35129>
- Araya, M., McGoldrick, M. C., Klevay, L. M., Strain, J. J., Robson, P., Nielsen, F., Olivares, M., Pizarro, F., Johnson, L. A., & Poirier, K. A. (2001). Determination of an acute no-observed-adverse-effect level (NOAEL) for copper in water. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 34(2), 137–145. <https://doi.org/10.1006/rtp.2001.1492>
- Araya, M., Olivares, M., Pizarro, F., Llanos, A., Figueroa, G., & Uauy, R. (2004). Community-based randomized double-blind study of gastrointestinal effects and copper exposure in drinking water. *Environmental Health Perspectives*, 112(10), 1068–1073. <https://doi.org/10.1289/ehp.6913>
- Aspinall, N. G., Jones, S. R., McNeill, E. H., Werner, R. A., & Zalk, T. (2018). Sustainability and the financial system review of literature 2015. *British Actuarial Journal*, 23, 1–21. <https://doi.org/10.1017/S1357321718000028>
- Atkinson, G., & Gundimeda, H. (2006). Accounting for India's forest wealth. *Ecological Economics*, 59(4), 462–476. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.10.022>
- Berry, W. L. (1975). Dose-response curves for lettuce subjected to acute toxic levels of copper and zinc. In *Biological Implications of Metals in the Environment* (pp. 365–369). [https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as\\_sdt=0%2C5&q=Berry%2C+W.+L.+%281975%2C+September%29.+Dose-response+curves+for+lettuce+subjected+to+acute+toxic+levels+of+copper+and+zinc.+In+BIOLOGICAL+IMPLICATIONS+OF+METALS+IN+THE+ENVIRONMENT+%28p.+365%29.&btnG](https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Berry%2C+W.+L.+%281975%2C+September%29.+Dose-response+curves+for+lettuce+subjected+to+acute+toxic+levels+of+copper+and+zinc.+In+BIOLOGICAL+IMPLICATIONS+OF+METALS+IN+THE+ENVIRONMENT+%28p.+365%29.&btnG)
- Boffetta, P., & Borron, C. (2019). Low-Level Exposure to Arsenic in Drinking Water and Risk of Lung and Bladder Cancer: A Systematic Review and Dose–Response Meta-Analysis. *Dose-Response*, 17(3), 1–9. <https://doi.org/10.1177/1559325819863634>
- Bonet, C., & Ricardo, M. P. (2011). *Calidad del agua de riego y su posible efecto en los rendimientos agrícolas en la Empresa de Cultivos Varios Sierra de Cubitas Quality of irrigation water and its possible effect in the agricultural yields in Sierra Cubitas Crop Enterprise*. 20(3), 19–23.
- Boyd, J. (2007). Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP? *Ecological Economics*, 61(4), 716–723. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.06.016>
- Burló, F., Guijarro, I., Carbonell-Barrachina, A. A., Valero, D., & Martínez-Sánchez, F. (1999). Arsenic species: Effects on and accumulation by tomato plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 47(3), 1247–1253. <https://doi.org/10.1021/jf9806560>
- Campos-Aranda, D. F. (2011). Transferencia de información hidrológica mediante regresión lineal múltiple, con selección óptima de regresores. *Agrociencia*, 45(8), 863–880.
- Campos-Aranda, D. F. (2016). Una aplicación hidrológica de la regresión lineal múltiple ponderada. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 7(4), 161–173.
- Candeias, C., Ávila, P., Coelho, P., & Teixeira, J. P. (2018). Mining activities: Health impacts. In *Encyclopedia of Environmental Health* (2nd ed.). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11056-5>
- Castillo, N., Franco, M., González, M., Sanillan, J., Vazquez, M., & Botto, I. (2013). *Efecto del riego con aguas ricas en arsénico sobre un cultivo de rúcula (Eruca sativa L.)*. <http://revistas.unlp.edu.ar/index.php/domus/issue/current/showToc>
- Chowdhury, R., Ramond, A., O’Keeffe, L. M., Shahzad, S., Kunutsor, S. K., Muka, T., Gregson, J., Willeit, P., Warnakula, S., Khan, H., Chowdhury, S., Gobin, R., Franco, O. H., & Di Angelantonio, E. (2018). Environmental toxic metal contaminants and risk of cardiovascular disease: Systematic review and meta-analysis. *BMJ (Online)*, 362, 14–16. <https://doi.org/10.1136/bmj.k3310>

- Chu, H., & Crawford-brown, D. J. (2006). *Inorganic Arsenic in Drinking Water and Bladder Cancer : A Meta-Analysis for Dose-Response Assessment*. 3(4), 316–322.
- Cisternas, L., & Moreno, L. (2014). *El agua de mar en la minería: Fundamentos y aplicaciones*.
- Coelho, P. C. S., Teixeira, J. P. F., & Gonçalves, O. N. B. S. M. (2011). Mining Activities: Health Impacts. In *Encyclopedia of Environmental Health* (pp. 788–802). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52272-6.00488-8>
- Concha, F., Castro, S., & Vergara, M. (2016). Economic Evaluation of Alternatives for Using Desalinated and Non-Desalinated Seawater in Cu/Mo Flotation Plants. *5th International Congress on Water Management in Mining*, 1–12.
- Costanza, R., Hart, M., Posner, S., & Talberth, J. (2009). Beyond GDP : The Need for New Measures of Progress Beyond GDP : The Need for New Measures of Progress. *Boston University*, 4, 1–47. <https://doi.org/0109 970401>
- Davis, R., & Franks, D. M. (2014). Costs of Company-Community Conflict in the Extractive Sector. Corporate Social Responsibility Initiative Report No. 66. *Harvard Kennedy School*, 1–56.
- de Solminihac, H., Gonzales, L. E., & Cerda, R. (2018). Copper mining productivity: Lessons from Chile. *Journal of Policy Modeling*, 40(1), 182–193. <https://doi.org/10.1016/j.jpplmod.2017.09.001>
- Delfino, A. N. (2016). Impact pathway analysis and sustainability evaluation of microfinance projects in Goa, Camarines Sur, Philippines. *Asia Pacific Higher Education Research Journal*, 3(1), 52–69.
- Demayo, A., Taylor, M. C., & Taylor, K. W. (1982). Effects of Copper on Humans, Laboratory and Farm Animals, Terrestrial Plants, and Aquatic Life. *C R C Critical Reviews in Environmental Control*, 12(3), 183–255. <https://doi.org/10.1080/10643388209381697>
- Dietz, S., & Neumayer, E. (2007). Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. *Ecological Economics*, 61(4), 617–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.007>
- Ding, Q., Cheng, G., Wang, Y., & Zhuang, D. (2017). Science of the Total Environment Effects of natural factors on the spatial distribution of heavy metals in soils surrounding mining regions. *Science of the Total Environment*, 578, 577–585. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.001>
- Ferdosi, H., Dissen, E. K., Afari-dwamena, N. A., Li, J., Chen, R., Feinleib, M., Lamm, S. H., Health, P., Hampshire, N., & Nw, A. (2016). *Arsenic in Drinking Water and Lung Cancer Mortality in the United States : An Analysis Based on US Counties and 30 Years of Observation ( 1950 – 1979 )*. 2016.
- Figueroa B., E., Orihuela R., C., & Calfucura T., E. (2010). Green accounting and sustainability of the Peruvian metal mining sector. *Resources Policy*, 35(3), 156–167. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2010.02.001>
- Figueroa, E., & Calfucura, E. (2002). Depreciación del capital natural, ingreso y crecimiento sostenible: lecciones de la experiencia chilena. *Banco Central*. <https://core.ac.uk/download/pdf/6642410.pdf>
- Figueroa, E., & Calfucura, E. (2003). Growth and green income: Evidence from mining in Chile. *Resources Policy*, 29(3–4), 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2004.08.003>
- Figueroa, E., & Calfucura, E. (2010). Sustainable development in a natural resource rich economy: The case of Chile in 1985-2004. *Environment, Development and Sustainability*, 12(5), 647–667. <https://doi.org/10.1007/s10668-009-9217-0>
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., De Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D., & Balmford, A. (2008). Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications*, 18(8), 2050–2067. <https://doi.org/10.1890/07-1537.1>
- Giannetti, B. F., Agostinho, F., Almeida, C. M. V. B., & Huisingh, D. (2015). A review of limitations of GDP and alternative indices to monitor human wellbeing and to manage eco-system functionality. *Journal of Cleaner Production*, 87(1), 11–25. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.051>
- Grêt-Regamey, A., & Kytzia, S. (2007). Integrating the valuation of ecosystem services into the Input-Output economics of an Alpine region. *Ecological Economics*, 63(4), 786–798. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.026>
- Guevara G., S., Oyarzún M., J., & Maturana C., H. (2006). Geoquímica de las aguas del Río Elqui y de sus tributarios en el período 1975-1995: Factores naturales y efecto de las explotaciones mineras en sus

- contenidos de Fe, Cu y As. *Agricultura Tecnica*, 66(1), 57–69. <https://doi.org/10.4067/s0365-28072006000100007>
- Hainoun, A., Almoustafa, A., & Seif Aldin, M. (2010). Estimating the health damage costs of syrian electricity generation system using impact pathway approach. *Energy*, 35(2), 628–638. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2009.10.034>
- Hartwick, J. M., & Long, N. Van. (2018). Sustainability with endogenous discounting when utility depends on consumption and amenities. *Mathematical Social Sciences*, 95, 31–36. <https://doi.org/10.1016/j.mathsocsci.2018.07.003>
- Heberling, M. T., Templeton, J. J., & Wu, S. (2012). Green Net Regional Product for the San Luis Basin, Colorado: An economic measure of regional sustainability. *Journal of Environmental Management*, 111, 287–297. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.035>
- Herrera, V., Carrasco, F. C., Sandoval, C. P., & Cortés, C. (2017). Transfer of arsenic in the water-soil-maize system of Zea mays l. of cultivated in the quebrada de Camiña, northern Chile. *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 83(1), 52–64. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=371951877006%0ACómo>
- Infante, M. T., & Hunt, S. I. (1993). *El medio ambiente en la minería*. [http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/123764/Medio\\_ambiente\\_en\\_la\\_mineria.pdf?sequence=1](http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/123764/Medio_ambiente_en_la_mineria.pdf?sequence=1)
- Ippoliti, D. D., Santelli, E., Sario, M. De, Scortichini, M., & Davoli, M. (2015). *Arsenic in Drinking Water and Mortality for Cancer and Chronic Diseases in Central Italy , 1990-2010*. 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138182>
- Iqbal, M. Z., Habiba, U., Nayab, S., & Shafiq, M. (2018). Effects of copper on seed germination and seedling growth performance of lens culinaris medik. *Journal of Plant Development*, 25(November), 85–90. <https://doi.org/10.33628/jpd.2018.25.1.85>
- Karim, Y., Eabraham, A., Hossen, F., Rahman, M., Mondal, V., Sarker, K., Nikkon, F., Alam, Z., & Xin, L. (2019). *Dose-dependent relationships between chronic arsenic exposure and cognitive impairment and serum brain-derived neurotrophic factor*. 131(April). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105029>
- Krewitt, W., Heck, T., Trukenmüller, A., & Friedrich, R. (1999). Environmental damage costs from fossil electricity generation in Germany and Europe. *Energy Policy*, 27(3), 173–183. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(99\)00008-7](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(99)00008-7)
- Kuipers, K. J. J., van Oers, L. F. C. M., Verboon, M., & van der Voet, E. (2018). Assessing environmental implications associated with global copper demand and supply scenarios from 2010 to 2050. *Global Environmental Change*, 49(February), 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.008>
- Kunanuntakij, K., Varabuntoonvit, V., Vorayos, N., Panjapornpon, C., & Mungcharoen, T. (2017). Thailand Green GDP assessment based on environmentally extended input-output model. *Journal of Cleaner Production*, 167, 970–977. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.106>
- Kunz, N. C., & Moran, C. J. (2016). The utility of a systems approach for managing strategic water risks at a mine site level. *Water Resources and Industry*, 13, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.02.001>
- Lacey, J., Malakar, Y., McCrear, R., & Moffat, K. (2019). Public perceptions of established and emerging mining technologies in Australia. *Resources Policy*, 62(April), 125–135. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.03.018>
- Lagos, Gustavo, Peters, D., Videla, A., & Jara, J. J. (2018). The effect of mine aging on the evolution of environmental footprint indicators in the Chilean copper mining industry 2001–2015. *Journal of Cleaner Production*, 174, 389–400. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.290>
- Lessmann, J., Troya, M. J., Flecker, A. S., ChrisFunk, W. W., Guayasamin, J. M., Ochoa-Herrera, V., LeRoyPoff, N. N., Suárez, E., & Encalada, A. C. (2019). Validating anthropogenic threat maps as a tool for assessing river ecological integrity in Andean-Amazon basins. *PeerJ*, 2019(11), 1–23. <https://doi.org/10.7717/peerj.8060>
- Li, G., & Fang, C. (2014). Global mapping and estimation of ecosystem services values and gross domestic product: A spatially explicit integration of national “green GDP” accounting. *Ecological Indicators*, 46, 293–314. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.05.020>
- Li, H., Gong, X. Z., Wang, Z. H., & Li, Y. (2017). Life cycle assessment of cathode copper production.

- Li, W., Zhou, J., Chen, L., Feng, K., Zhang, H., Meng, C., & Sun, N. (2019). Upper and Lower Bound Interval Forecasting Methodology Based on Ideal Boundary and Multiple Linear Regression Models. *Water Resources Management*, 33(3), 1203–1215. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2177-0>
- Liu, X. L. (2012). China CO2 control strategy under the low-carbon economy. *Procedia Engineering*, 37(Cems), 281–286. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.04.240>
- López-Montecinos, P., Rebolledo S, J., & Gómez L, J. M. (2016). Cost effectiveness of a theoretical cardiac rehabilitation program after myocardial infarction. *Revista Medica de Chile*, 144(4), 456–464. <https://doi.org/10.4067/S0034-98872016000400006>
- Mardones, C., & del Rio, R. (2019). Correction of Chilean GDP for natural capital depreciation and environmental degradation caused by copper mining. *Resources Policy*, 60(December 2018), 143–152. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2018.12.010>
- Mardones, C., & Mena, C. (2020). Economic, environmental and distributive analysis of the taxes to global and local air pollutants in Chile. *Journal of Cleaner Production*, 259, 120893. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120893>
- Mardones, C., & Riquelme, M. (2018). Estimation of the value of statistical life in Chile and extrapolation to other Latin American countries. *Latin American Research Review*, 53(4), 815–830. <https://doi.org/10.25222/larr.61>
- Mardones, C., Saavedra, A., & Jiménez, J. (2015). Cuantificación económica de los beneficios en salud asociados a la reducción de la contaminación por MP10 en Concepción Metropolitana, Chile. *Revista Médica de Chile*, 143(4), 475–483. <https://doi.org/10.4067/s0034-98872015000400009>
- Martins, L. L., & Mourato, M. P. (2006). Effect of excess copper on tomato plants: Growth parameters, enzyme activities, chlorophyll, and mineral content. *Journal of Plant Nutrition*, 29(12), 2179–2198. <https://doi.org/10.1080/01904160600972845>
- Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M., & Turrall, H. (2017). Water pollution from agriculture: A global review. In *Executive Summary*. [https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=edo9DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Mateo-Sagasta,+J.,+Zadeh,+S.+M.,+Turrall,+H.,+%26+Burke,+J.+\(2017\).+Water+pollution+from+agriculture:+a+global+review.+Executive+summary.+Rome,+Italy:+FAO+Colombo,+Sri+Lanka:+Intern](https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=edo9DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Mateo-Sagasta,+J.,+Zadeh,+S.+M.,+Turrall,+H.,+%26+Burke,+J.+(2017).+Water+pollution+from+agriculture:+a+global+review.+Executive+summary.+Rome,+Italy:+FAO+Colombo,+Sri+Lanka:+Intern)
- McConnell, K. E., & Bockstael, N. E. (2005). Chapter 14 Valuing the Environment as a Factor of Production. *Handbook of Environmental Economics*, 2(05), 621–669. [https://doi.org/10.1016/S1574-0099\(05\)02014-0](https://doi.org/10.1016/S1574-0099(05)02014-0)
- Mocquot, B., Vangronsveld, J., Clijsters, H., & Mench, M. (1996). Copper toxicity in young maize (*Zea mays* L.) plants : Effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and enzyme activities. *Plant and Soil*, 182(2), 287–300. <https://doi.org/10.1007/BF00029060>
- Navas-acien, A., Sanchez, T. R., Mann, K., & Jones, M. R. (2019). *Arsenic Exposure and Cardiovascular Disease : Evidence Needed to Inform the Dose-Response at Low Levels*.
- Niemeyer, H. (1980). “*Hoyas Hidrográficas de Chile: Segunda Región.*” <http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/6230>
- Northey, S. A., Madrid López, C., Haque, N., Mudd, G. M., & Yellishetty, M. (2018). Production weighted water use impact characterisation factors for the global mining industry. *Journal of Cleaner Production*, 184, 788–797. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.307>
- Northey, S. A., Mudd, G. M., Saarivuori, E., Wessman-Jääskeläinen, H., & Haque, N. (2016). Water footprinting and mining: Where are the limitations and opportunities? In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 135, pp. 1098–1116). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.024>
- Olivares, M., Araya, M., Pizarro, F., & Uauy, R. (2001). *Nausea Threshold in Apparently Healthy Individuals Who Drink Fluids Containing Graded Concentrations of Copper 1.* 275, 271–275. <https://doi.org/10.1006/rtph.2000.1440>
- Orihuela, C., & Ponce, R. (2006). *Ingreso Nacional “ Verde ”: El caso de la minería peruana durante 1992-2004. 1996.* <https://www.researchgate.net/publication/228731671>

- Ossa-Moreno, J., McIntyre, N., Ali, S., Smart, J. C. R., Rivera, D., Lall, U., & Keir, G. (2018). The Hydro-economics of Mining. *Ecological Economics*, 145(December 2016), 368–379. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.11.010>
- Parra, A., Oyarzún, J., Maturana, H., Kretschmer, N., Meza, F., & Oyarzún, R. (2011). Natural factors and mining activity bearings on the water quality of the Choapa basin, North Central Chile: Insights on the role of mafic volcanic rocks in the buffering of the acid drainage process. *Environmental Monitoring and Assessment*, 181(1–4), 69–82. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1814-8>
- Pino-Vargas, E., Montalvan-Díaz, I., & Avendaño-Jihuallanga, C. (2019). La disponibilidad hídrica futura en los ecosistemas de zonas áridas en el Sur de Perú y Norte de Chile. *Agroindustrial Science*, 9(2). <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/agroindscience/article/view/2708>
- Rankin, W. (2011). Minerals, metals, and sustainability: meeting future material needs. *Choice Reviews Online*, 49(09), 49-5082-49–5082. <https://doi.org/10.5860/choice.49-5082>
- Rehman, M., Liu, L., Bashir, S., Saleem, M. H., Chen, C., Peng, D., & Siddique, K. H. (2019). Influence of rice straw biochar on growth, antioxidant capacity and copper uptake in ramie (*Boehmeria nivea* L.) grown as forage in aged copper-contaminated soil. *Plant Physiology and Biochemistry*, 138(December 2018), 121–129. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.02.021>
- Repetto, R., Magrath, W., Wells, M., Beer, C., & Rossini, F. (1989). Wasting assets: natural resources in the national income accounts. In *Wasting assets: natural resources in the national income accounts*.
- Ruiz, M. C., González, I., Rodríguez, V., & Padilla, R. (2019). Solvent Extraction of Copper from Sulfate–Chloride Solutions Using LIX 84-IC and LIX 860-IC. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 0(0), 1–8. <https://doi.org/10.1080/08827508.2019.1647839>
- Saint-Jacques, N., Brown, P., Nauta, L., Boxall, J., Parker, L., & Dummer, T. J. B. (2017). Estimating the risk of bladder and kidney cancer from exposure to low-levels of arsenic in drinking water, Nova Scotia, Canada. *Environment International*, 110(September), 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.014>
- Salem, J., Amonkar, Y., Maennling, N., Lall, U., Bonnafous, L., & Thakkar, K. (2018). An analysis of Peru: Is water driving mining conflicts? *Resources Policy, March*. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2018.09.010>
- Sancha, A. M., Castillo, G., Espinoza, C., Mena, M. P., Cornejo, J., Rivas, H., Molina, M. E., & Valenzuela, J. (2005). Criterios de calidad de aguas o efluentes tratados para uso en riego. *Servicio Agrícola y Ganadero, Chile*, 252. <http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/31537>
- Sandil, S., Dobosy, P., Kröpfl, K., Füzy, A., Óvári, M., & Zárny, G. (2019). Effect of irrigation water containing arsenic on elemental composition of bean and lettuce plants cultivated in calcareous sandy soil. *Food Production, Processing and Nutrition*, 1(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s43014-019-0014-3>
- SECTRA. (2013). “Análisis Metodológico para la Aplicación del Modelo MODEC en Regiones , Etapa II .” *Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones*.
- Sepulveda, I., Ot, M., Delgado-serrano, M., & Ginel, E. G. (2015). *Aguas, riego y cultivos: cambios y permanencias en los ayllus de San Pedro de Atacama*. 185–206.
- Shen, Y., Cao, H., Tang, M., & Deng, H. (2017). The human threat to river ecosystems at the watershed scale: An ecological security assessment of the songhua river basin, Northeast China. *Water (Switzerland)*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/w9030219>
- Silveira, C., Roebeling, P., Lopes, M., Ferreira, J., Costa, S., Teixeira, J. P., Borrego, C., & Miranda, A. I. (2016). Assessment of health benefits related to air quality improvement strategies in urban areas: An Impact Pathway Approach. *Journal of Environmental Management*, 183, 694–702. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.079>
- Smith, A. H., Marshall, G., Roh, T., Ferreccio, C., Liaw, J., & Steinmaus, C. (2018). Lung, bladder, and kidney cancer mortality 40 years after arsenic exposure reduction. *Journal of the National Cancer Institute*, 110(3), 241–249. <https://doi.org/10.1093/jnci/djx201>
- Sonmez, S., Kaplan, M., Sonmez, N. K., Kaya, H., & Uz, I. (2006). High level of copper application to soil and leaves reduce the growth and yield of tomato plants. *Scientia Agricola*, 63(3), 213–218. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162006000300001>

- Springer-Heinze, A., Hartwich, F., Simon Henderson, J., Horton, D., & Minde, I. (2003). Impact pathway analysis: An approach to strengthening the impact orientation of agricultural research. *Agricultural Systems*, 78(2), 267–285. [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(03\)00129-X](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(03)00129-X)
- Stein, J. L., Stein, J. A., & Nix, H. A. (2002). Spatial analysis of anthropogenic river disturbance at regional and continental scales: Identifying the wild rivers of Australia. *Landscape and Urban Planning*, 60(1), 1–25. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00048-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00048-8)
- Suh, J., Lee, H., & Choi, Y. (2016). A rapid, accurate, and efficient method to map heavy metal-contaminated soils of abandoned mine sites using converted portable XRF data and GIS. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph13121191>
- Sureau, S., Neugebauer, S., & Achten, W. M. J. (2020). Different paths in social life cycle impact assessment (S-LCIA)—a classification of type II impact pathway approaches. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(2), 382–393. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01693-9>
- Swärdh, J. E., & Genell, A. (2020). Marginal costs of road noise: Estimation, differentiation and policy implications. *Transport Policy*, 88(January), 24–32. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2020.01.009>
- Talberth, J., & Bohara, A. K. (2006). Economic openness and green GDP. *Ecological Economics*, 58(4), 743–758. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.09.002>
- Tapia, J., Davenport, J., Townley, B., Dorador, C., Schneider, B., Tolorza, V., & von Tümpling, W. (2018). Sources, enrichment, and redistribution of As, Cd, Cu, Li, Mo, and Sb in the Northern Atacama Region, Chile: Implications for arid watersheds affected by mining. *Journal of Geochemical Exploration*, 185(October 2017), 33–51. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.10.021>
- Taylor, A. A., Tsuji, J. S., Garry, M. R., Mcardle, M. E., Goodfellow, W. L., Adams, W. J., & Menzie, C. A. (2020). Critical Review of Exposure and Effects : Implications for Setting Regulatory Health Criteria for Ingested Copper. *Environmental Management*, 131–159. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01234-y>
- Tepanosyan, G., Sahakyan, L., Belyaeva, O., Asmaryan, S., & Saghatelian, A. (2018). Continuous impact of mining activities on soil heavy metals levels and human health. *Science of the Total Environment*, 639, 900–909. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.211>
- Thomashausen, S., Maennling, N., & Mebratu-Tsegaye, T. (2018). A comparative overview of legal frameworks governing water use and waste water discharge in the mining sector. *Resources Policy*, 55(November 2017), 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.11.012>
- Timothee, O. (2009). Is Mozambican Growth Sustainable? A Comprehensive Wealth Accounting Prospect. *Munich Personal RePEc Archive*, 16603.
- Valdés-Pineda, R., Pizarro, R., García-Chevesich, P., Valdés, J. B., Olivares, C., Vera, M., Balocchi, F., Pérez, F., Vallejos, C., Fuentes, R., Abarza, A., & Helwig, B. (2014). Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *Journal of Hydrology*, 519(PC), 2538–2567. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.016>
- Vassilev, A., Lidon, F., Ramalho, J. C., Do Céu Matos, M., & Da Graca, M. (2003). Effects of excess Cu on growth and photosynthesis of barley plants . Implication with a screening test for Cu tolerance. *Journal of Central European Agriculture*.
- Wang, Y., Lin, Y., Xu, Y., Yin, Y., Guo, H., & Du, W. (2019). Divergence in response of lettuce (var. ramosa Hort.) to copper oxide nanoparticles/microparticles as potential agricultural fertilizer. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 31(1), 80–84. <https://doi.org/10.1080/26395940.2019.1578187>
- Werner, T. T., Bebbington, A., & Gregory, G. (2019). Assessing impacts of mining: Recent contributions from GIS and remote sensing. *Extractive Industries and Society*, 6(3), 993–1012. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2019.06.011>
- Wu, Shanshan, & Heberling, M. T. (2016). Estimating Green Net National Product for Puerto Rico: An Economic Measure of Sustainability. *Environmental Management*, 57(4), 822–835. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0649-z>
- Wu, Shu, & Han, H. (2020). Sectoral changing patterns of China’s green GDP considering climate change: An investigation based on the economic input-output life cycle assessment model. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119764. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119764>
- Wu, Z., Lei, S., Lu, Q., Bian, Z., & Ge, S. (2020). Spatial distribution of the impact of surface mining on the

- landscape ecological health of semi-arid grasslands. *Ecological Indicators*, 111(October 2019), 105996. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105996>
- Xu, L., Mondal, D., & Polya, D. A. (2020). Positive association of cardiovascular disease (CVD) with chronic exposure to drinking water arsenic (As) at concentrations below the WHO provisional guideline value: A systematic review and meta-analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7). <https://doi.org/10.3390/ijerph17072536>
- Yañez, J., Torres, S., Sbarbaro, D., Parra, R., & Saavedra, C. (2018). Analytical instrumentation for copper pyrometallurgy: challenges and opportunities. *IFAC-PapersOnLine*, 51(21), 251–256. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2018.09.427>
- Yañez, L. M., Alfaro, J. A., Avila Carreras, N. M. E., & Bovi Mitre, G. (2019). Arsenic accumulation in lettuce (*Lactuca sativa* L.) and broad bean (*Vicia faba* L.) crops and its potential risk for human consumption. *Heliyon*, 5(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01152>
- Yang, A., Liu, S., Cheng, Z., Pu, H., Cheng, N., Ding, J., Li, J., Li, H., Hu, X., Ren, X., Yang, K., Zheng, T., & Bai, Y. (2017). Dose-response analysis of environmental exposure to multiple metals and their joint effects with fasting plasma glucose among occupational workers. *Chemosphere*, 186, 314–321. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.002>
- Yruela, I. (2005). Copper in plants. In *Brazilian Journal of Plant Physiology* (Vol. 17, Issue 1, pp. 145–156). <https://doi.org/10.1590/s1677-04202005000100012>
- Yurekli, F., & Porgali, Z. B. (2006). The effects of excessive exposure to copper in bean plants. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*, 48(2), 7–13.
- Zacarías, I., Yañez, C. G., Araya, M., Oraka, C., & Olivares, M. (2001). *Determination of the Taste Threshold of Copper in Water*. 85–89.
- Zhang, J., Rao, Y., Geng, Y., Fu, M., & Prishchepov, A. V. (2017). A novel understanding of land use characteristics caused by mining activities : A case study of Wu ' an , China. *Ecological Engineering*, 99, 54–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.026>



## 7 Anexos

**Tabla 41. Análisis de sensibilidad para costos por atenciones médicas asociadas a la presencia de cobre en las descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Costos de atenciones médicas por Cu 1 km [US/año]</b>	<b>Costos de atenciones médicas por Cu 5 km [US/año]</b>	<b>Costos de atenciones médicas por Cu 10 km [US/año]</b>
1995	\$58	\$267	\$508
1996	\$54	\$252	\$480
1997	\$58	\$205	\$217
1998	\$51	\$232	\$434
1999	\$34	\$200	\$387
2000	\$33	\$197	\$372
2001	\$33	\$189	\$353
2002	\$40	\$245	\$566
2003	\$23	\$145	\$399
2004	\$29	\$155	\$304
2005	\$24	\$130	\$285
2006	\$32	\$239	\$335
2007	\$35	\$346	\$465
2008	\$27	\$78	\$174
2009	\$29	\$78	\$165
2010	\$2.440	\$3.911	\$12.850
2011	\$6.386	\$10.033	\$30.506
2012	\$2.178	\$3.418	\$10.472
2013	\$5.783	\$9.075	\$27.093
2014	\$1.551	\$2.433	\$7.384
2015	\$1.511	\$2.373	\$7.511
2016	\$1.495	\$2.365	\$7.174
2017	\$2.818	\$4.424	\$13.846
2018	\$1.439	\$2.260	\$7.580

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 42. Análisis de sensibilidad para costos por atenciones médicas asociadas a la presencia de arsénico en las descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Costos de atenciones médicas por As 1 km [US\$/año]</b>	<b>Costos de atenciones médicas por As 5 km [US\$/año]</b>	<b>Costos de atenciones médicas por As 1 km [US\$/año]</b>
<b>1995</b>	\$14	\$18	\$22
<b>1996</b>	\$13	\$17	\$21
<b>1997</b>	\$14	\$18	\$22
<b>1998</b>	\$12	\$16	\$20
<b>1999</b>	\$8	\$11	\$14
<b>2000</b>	\$8	\$10	\$13
<b>2001</b>	\$8	\$11	\$14
<b>2002</b>	\$4	\$41	\$44
<b>2003</b>	\$0	\$5	\$6
<b>2004</b>	\$3	\$9	\$10
<b>2005</b>	\$10	\$13	\$16
<b>2006</b>	\$11	\$14	\$17
<b>2007</b>	\$18	\$24	\$29
<b>2008</b>	\$9	\$12	\$15
<b>2009</b>	\$19	\$24	\$34
<b>2010</b>	\$25	\$40	\$101
<b>2011</b>	\$980	\$1.528	\$4.369
<b>2012</b>	\$42	\$61	\$697
<b>2013</b>	\$49	\$77	\$279
<b>2014</b>	\$471	\$738	\$2.320
<b>2015</b>	\$1.607	\$2.515	\$7.229
<b>2016</b>	\$1.532	\$2.401	\$6.867
<b>2017</b>	\$42	\$62	\$2.085
<b>2018</b>	\$33	\$51	\$1.438

Fuente: Elaboración propia



**Tabla 43. Análisis de sensibilidad para costos por mortalidad prematura debido a la presencia de arsénico en descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Costos de mortalidad prematura por As 1 km [\$/US/año]</b>	<b>Costos de mortalidad prematura por As 5 km [\$/US/año]</b>	<b>Costos de mortalidad prematura por As 10 km [\$/US/año]</b>
<b>1995</b>	\$11.080	\$14.962	\$17.948
<b>1996</b>	\$10.462	\$14.142	\$16.955
<b>1997</b>	\$11.103	\$14.349	\$17.342
<b>1998</b>	\$9.869	\$13.387	\$16.100
<b>1999</b>	\$6.543	\$9.074	\$10.983
<b>2000</b>	\$6.328	\$8.881	\$10.739
<b>2001</b>	\$6.578	\$9.192	\$11.114
<b>2002</b>	\$7.124	\$9.197	\$11.249
<b>2003</b>	\$4.466	\$6.167	\$7.623
<b>2004</b>	\$3.700	\$5.793	\$6.882
<b>2005</b>	\$3.962	\$5.968	\$7.181
<b>2006</b>	\$3.273	\$4.891	\$5.941
<b>2007</b>	\$4.980	\$6.686	\$9.979
<b>2008</b>	\$6.441	\$8.288	\$10.587
<b>2009</b>	\$6.292	\$8.238	\$11.677
<b>2010</b>	\$598.670	\$937.917	\$3.184.188
<b>2011</b>	\$855.480	\$1.340.166	\$4.052.767
<b>2012</b>	\$462.775	\$724.295	\$2.308.130
<b>2013</b>	\$884.442	\$1.385.303	\$4.534.526
<b>2014</b>	\$469.453	\$732.911	\$2.322.608
<b>2015</b>	\$697.094	\$1.092.311	\$3.513.093
<b>2016</b>	\$640.125	\$1.003.294	\$3.349.071
<b>2017</b>	\$1.021.228	\$1.599.630	\$5.768.300
<b>2018</b>	\$1.022.452	\$1.601.720	\$5.399.039

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 44. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción frutícola asociado a la presencia de cobre en las descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Costo por daños de Cu en frutas 1 km [US\$/año]</b>	<b>Costo por daños de Cu en frutas 5 km [US\$/año]</b>	<b>Costo por daños de Cu en frutas 10 km [US\$/año]</b>
<b>1995</b>	\$4.043.086	\$15.296.113	\$105.329.570
<b>1996</b>	\$5.983.912	\$23.182.302	\$155.818.458
<b>1997</b>	\$7.924.738	\$31.068.491	\$206.307.346
<b>1998</b>	\$9.865.564	\$38.954.679	\$256.796.234
<b>1999</b>	\$10.865.621	\$43.602.966	\$282.836.800
<b>2000</b>	\$6.060.198	\$24.370.495	\$157.877.942
<b>2001</b>	\$1.200.352	\$4.908.592	\$31.474.839
<b>2002</b>	\$209.258	\$935.223	\$5.685.782
<b>2003</b>	\$164.222	\$755.978	\$4.517.181
<b>2004</b>	\$23.785.314	\$95.270.715	\$618.696.810
<b>2005</b>	\$26.007.433	\$104.171.285	\$676.497.938
<b>2006</b>	\$27.400.133	\$109.749.665	\$712.724.450
<b>2007</b>	\$247.640	\$1.121.342	\$6.765.132
<b>2008</b>	\$98.437	\$522.293	\$2.880.532
<b>2009</b>	\$89.163	\$479.613	\$2.625.470
<b>2010</b>	\$115.320	\$515.458	\$2.863.711
<b>2011</b>	\$141.368	\$631.849	\$3.501.376
<b>2012</b>	\$198.043	\$820.940	\$4.330.803
<b>2013</b>	\$213.375	\$874.379	\$4.903.054
<b>2014</b>	\$245.271	\$973.755	\$5.594.401
<b>2015</b>	\$198.602	\$842.855	\$4.698.999
<b>2016</b>	\$188.834	\$865.133	\$4.807.826
<b>2017</b>	\$191.967	\$864.154	\$4.731.804
<b>2018</b>	\$179.330	\$801.924	\$4.475.496

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 45. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción frutícola asociado a la presencia de arsénico en las descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Costo por daños de As en frutas 1 km [US\$/año]</b>	<b>Costo por daños de As en frutas 5 km [US\$/año]</b>	<b>Costo por daños de As en frutas 10 km [US\$/año]</b>
<b>1995</b>	\$703	\$4.000	\$18.265
<b>1996</b>	\$1.151	\$6.604	\$29.934
<b>1997</b>	\$1.400	\$8.062	\$36.412
<b>1998</b>	\$1.538	\$8.872	\$39.986
<b>1999</b>	\$4.326	\$25.069	\$112.482
<b>2000</b>	\$4.039	\$23.403	\$105.009
<b>2001</b>	\$3.079	\$17.842	\$80.056
<b>2002</b>	\$1.894	\$10.977	\$49.254
<b>2003</b>	\$1.744	\$10.104	\$45.335
<b>2004</b>	\$4.847	\$28.085	\$126.017
<b>2005</b>	\$4.962	\$28.750	\$129.001
<b>2006</b>	\$5.886	\$34.105	\$153.029
<b>2007</b>	\$1.734	\$10.047	\$45.078
<b>2008</b>	\$1.921	\$11.132	\$49.948
<b>2009</b>	\$1.652	\$9.575	\$42.962
<b>2010</b>	\$1.959	\$10.641	\$238.513
<b>2011</b>	\$2.282	\$12.351	\$54.438
<b>2012</b>	\$3.223	\$17.045	\$73.399
<b>2013</b>	\$3.860	\$20.608	\$90.454
<b>2014</b>	\$3.993	\$20.978	\$92.556
<b>2015</b>	\$3.299	\$17.566	\$76.895
<b>2016</b>	\$3.176	\$17.523	\$76.780
<b>2017</b>	\$3.208	\$17.219	\$76.215
<b>2018</b>	\$2.929	\$15.869	\$69.953

Fuente: Elaboración propia



**Tabla 46. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción de verduras asociado a la presencia de cobre en las descargas mineras**

<b>Año</b>	<b>Costo por daños de Cu en verduras 1 km [US\$/año]</b>	<b>Costo por daños de Cu en verduras 5 km [US\$/año]</b>	<b>Costo por daños de Cu en verduras 10 km [US\$/año]</b>
<b>1995</b>	\$13.470.826	\$66.207.582	\$96.764.216
<b>1996</b>	\$15.114.495	\$74.720.788	\$109.130.319
<b>1997</b>	\$16.758.164	\$83.233.994	\$121.496.423
<b>1998</b>	\$18.401.834	\$91.747.200	\$133.862.526
<b>1999</b>	\$7.301.167	\$36.416.784	\$53.197.255
<b>2000</b>	\$3.789.160	\$19.607.893	\$28.665.673
<b>2001</b>	\$749.069	\$4.950.740	\$7.270.860
<b>2002</b>	\$184.666	\$2.399.508	\$3.552.495
<b>2003</b>	\$126.049	\$1.859.084	\$2.755.110
<b>2004</b>	\$13.102.711	\$63.169.873	\$92.207.988
<b>2005</b>	\$15.799.245	\$76.170.219	\$111.184.371
<b>2006</b>	\$14.869.509	\$71.687.836	\$104.641.513
<b>2007</b>	\$233.390	\$3.218.375	\$4.767.117
<b>2008</b>	\$148.178	\$3.170.640	\$4.709.461
<b>2009</b>	\$134.951	\$2.957.694	\$4.393.688
<b>2010</b>	\$412.174	\$3.992.480	\$5.617.188
<b>2011</b>	\$398.272	\$3.726.237	\$5.276.109
<b>2012</b>	\$488.008	\$4.619.020	\$6.534.820
<b>2013</b>	\$602.589	\$5.134.555	\$7.456.913
<b>2014</b>	\$580.026	\$4.940.351	\$7.173.338
<b>2015</b>	\$605.410	\$4.916.901	\$7.348.872
<b>2016</b>	\$626.821	\$4.758.815	\$7.187.803
<b>2017</b>	\$606.131	\$5.489.750	\$7.930.074
<b>2018</b>	\$605.841	\$4.694.449	\$7.116.452

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 47. Análisis de sensibilidad para costos totales por pérdida de producción de verduras asociado a la presencia de arsénico en las descargas mineras**

Año	Costo por daños	Costo por daños	Costo por daños
	de As en verduras 1 km [\$/US/año]	de As en verduras 5 km [\$/US/año]	de As en verduras 10 km [\$/US/año]
1995	\$3.529	\$16.701	\$24.461
1996	\$4.308	\$20.570	\$30.091
1997	\$4.349	\$20.912	\$30.561
1998	\$4.190	\$20.267	\$29.594
1999	\$4.181	\$19.717	\$28.766
2000	\$3.614	\$17.044	\$24.867
2001	\$2.647	\$12.482	\$18.211
2002	\$1.903	\$8.974	\$13.093
2003	\$1.435	\$6.769	\$9.876
2004	\$3.857	\$18.188	\$26.535
2005	\$4.354	\$20.532	\$29.955
2006	\$4.614	\$21.758	\$31.744
2007	\$1.811	\$8.542	\$12.462
2008	\$2.381	\$11.229	\$16.383
2009	\$2.011	\$9.482	\$13.834
2010	\$8.699	\$17.951	\$24.067
2011	\$8.193	\$15.805	\$21.991
2012	\$10.292	\$20.258	\$27.660
2013	\$13.279	\$27.094	\$36.542
2014	\$12.385	\$23.604	\$33.125
2015	\$13.081	\$27.171	\$36.993
2016	\$13.281	\$26.242	\$35.914
2017	\$12.910	\$26.017	\$35.866
2018	\$12.692	\$26.483	\$36.616

Fuente: Elaboración propia

\