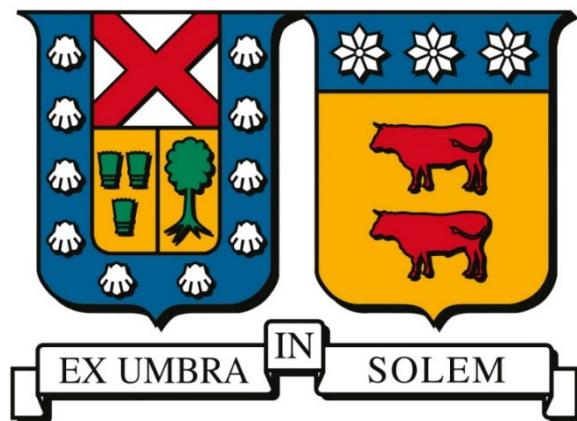


UNIVERSIDAD TÉCNICO FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
VALPARAÍSO - CHILE



**“ESTUDIO TÉCNICO-ECONÓMICO DE UN
PROCESO DE FITORREMEDIACIÓN PARA LA
REMOCIÓN DE METALES PESADOS USANDO
QUELANTES QUÍMICOS”**

Memoria de Titulación presentada por

CAMILA PAOLA ANDRADE MORALES

Como requisito para optar al título de

INGENIERA CIVIL QUÍMICA

Profesora Guía

Andrea Lazo A.

Profesoras Correferentes

Claudia Gutiérrez C.

Pamela Lazo A.

Agosto, 2023

Gracias a la familia que la vida me dio y a la que con el corazón escogí.

AGRADECIMIENTOS

Quiero comenzar agradeciéndole a la vida por permitirme vivir experiencias que han formado a la persona que soy. Agradezco a mis padres Héctor Andrade y Jeannette Morales, quienes han sido maestros en este viaje que llamamos vivir y me han enseñado que el amor trasciende las dimensiones conocidas, sin ellos esto no hubiese sido posible. Mi tía Angélica y abuela María Valderas merecen un reconocimiento especial por cuidarme y amarme incondicionalmente, y mis hermanos Pablo y Rodrigo Andrade a quienes, donde quiera que estén, sé que me aman y cuidan en cada paso que doy.

De forma especial, agradezco a los amigos que hice en la universidad, la contención y todas las experiencias que hemos vivido juntos para perseguir nuestros sueños, con ustedes aprendí a equilibrar la diversión y las responsabilidades. Doy gracias a mis amigos de toda la vida, nuestros desencuentros y encuentros que han fortalecido nuestro lazo emocional.

Quiero hacer mención especial a la psicóloga Claudia Ligarius y Dra. Sandra Sanchis, quienes me ayudaron a salir adelante cuando la luz y la esperanza en mi corazón se habían apagado.

Agradezco profundamente a la Dra. Andrea Lazo por darme la oportunidad de concluir mis estudios bajo su guía, por su paciencia, buena voluntad y dedicación. A la MSc. Claudia Gutiérrez, por su comprensión y apoyo en tiempos difíciles, y a la Dra. Pamela Lazo por aportar con su experiencia en esta última etapa académica.

Dedico esta memoria a todas las mujeres fuertes e independientes que me rodearon en este proceso, quienes me inspiraron y recordaron de lo que soy capaz en la vida.

Cierro este ciclo con el corazón lleno de gratitud y esperanza, siendo fiel creyente de que después de cada tormenta, el sol sale más brillante.

RESUMEN

La preocupación por la contaminación de metales en suelos ha llevado a la investigación de una serie de técnicas de remediación durante décadas. Entre estas, encontramos la fitorremediación como estrategia prometedora y amigable con el medio ambiente que utiliza plantas para estabilizar, acumular, degradar y/o aislar los contaminantes, y que destaca por su bajo costo y fácil acceso.

En el contexto de esta memoria, se propone un ensayo piloto de fitorremediación asistida en la zona Norte de Chile en la región de Coquimbo, en la comuna de Andacollo, para remediar el tranque abandonado “Indey 1”. Esta propuesta plantea integrar la tecnología de fitorremediación con la asistencia de agentes quelantes, específicamente, el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) y el dodecil sulfato de sodio (SDS), para la remoción de metales pesados Cu, Zn y Pb.

El sistema propuesto de un ensayo piloto de fitorremediación in situ, incluye la preparación de un campo experimental de 19 [m] x 21 [m], el cual contiene 12 parcelas de 4 [m] x 5 [m] distribuidas al azar; el uso de dos plantas con bajos requerimientos hídricos y alto valor ornamental, como la especie endémica *Haplopappus foliosus* DC y la especie nativa *Solidago Chilensis* Meyen, las cuales se encuentran expuestas a seis tipos de tratamientos (T0, T1, T2, T3, T4, T5 y T6) durante 19 meses. Se considera la aplicación de enmiendas orgánicas provenientes de los desechos de otras industrias de la zona como biosólidos y orujo de uva, tanto para mejorar la estructura y composición del relave, como para aplicar el concepto de economía circular.

Respecto a la evaluación económica de la propuesta de fitorremediación asistida, el costo total de este sistema es de \$111.088.548 en el horizonte de evaluación de 20 meses de trabajo.

Finalmente, la elección de estos tipos de tratamientos contribuye a mitigar el impacto producido por la industria minera y los depósitos de relaves abandonados, al tratarse de un proyecto de carácter científico, ambiental y social que promueve una técnica económica y ecológica.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	12
1.1. Objetivo general	15
1.2. Objetivos específicos	15
2. MARCO TEÓRICO	16
2.1. Minería a nivel global	16
2.2. Minería en Chile y relaves mineros	18
2.3. Contaminación por metales pesados	22
2.3.1 Normativas relacionadas a la minería, depósitos de relaves y pasivos ambientales en Chile	24
2.3.2 Marco jurídico del suelo	24
2.4. Tecnologías de remediación	27
2.5. Fitorremediación de metales pesados	28
2.5.1 Fitoextracción	30
2.5.2 Fitoestabilización	37
2.5.3 Factores empleados para evaluar la técnica de fitorremediación	39
2.5.4 Fitorremediación asistida	42
2.6. Adición de compuestos químicos a la matriz de sustrato que afectan el proceso de fitorremediación	45
2.6.1 Uso de agentes quelantes	46
3. ESTUDIO TÉCNICO	55
3.1. Selección del emplazamiento	57
3.1.1 Relave Index	59
3.2. Selección de metales de estudio	61
3.2.1 Plomo	62
3.2.2 Cobre	63
3.2.3 Zinc	64
3.3. Selección de las especies de plantas	65
3.3.1 <i>Haplopappus foliosus</i> DC	65
3.3.2 <i>Solidago chilensis</i> Meyen (ex berterio)	67

3.4. Diseño y metodología de trabajo	72
3.4.1. <i>Diseño experimental</i>	72
3.4.2. <i>Muestreo, preparación y caracterización del relave previo al proceso de fitorremediación</i>	78
3.4.3. <i>Mejoramiento de la matriz de sustrato</i>	80
3.4.4. <i>Dosificación de EDTA y SDS</i>	85
3.4.5. <i>Obtención de especies de plantas</i>	88
3.4.6. <i>Preparación de muestras vegetales y medición ICP-OES previo al proceso de fitorremediación</i>	88
3.4.7. <i>Preparación del terreno</i>	89
3.4.8. <i>Acondicionamiento y trasplante</i>	89
3.4.9. <i>Requerimiento de agua y sistema de riego</i>	91
3.4.10. <i>Plan de monitoreo y seguimiento</i>	96
3.4.11. <i>Plan de cosecha, preparación de muestras y mediciones ICP-OES posterior al proceso de fitorremediación</i>	99
3.5. Equipamiento y materiales	101
3.6. Insumos	102
3.7. Gestión de residuos	103
3.8. Instalaciones	104
4. ESTUDIO ECONÓMICO	105
4.1. <i>Moneda para la evaluación</i>	105
4.2. <i>Alternativas de financiamiento</i>	105
4.3. <i>Costos</i>	108
4.3.1. <i>Inversión inicial</i>	108
4.3.2. <i>Costos iniciales</i>	109
4.3.3. <i>Costos fijos</i>	111
4.3.4. <i>Costos finales</i>	112
4.3.5. <i>Costo total del proyecto</i>	113
4.4. <i>Análisis económico</i>	113
4.4.1. <i>Análisis de sensibilidad</i>	113
5. CONCLUSIONES	117
6. BIBLIOGRAFÍA	119

7. ANEXOS	146
7.1. Anexo	146
7.2. Anexo	147
7.3. Anexo	147
7.4. Anexo	149
7.5. Anexo	150
7.6. Anexo	151
7.7. Anexo	152
7.8. Anexo	154
7.9. Anexo	155
7.10. Anexo	155
7.11. Anexo	159

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Distribución de depósitos de relaves mineros por región (Sernageomin, 2023)....	20
Tabla 2. Límites de los metales pesados en el agua potable y sus efectos toxicológicos en la salud humana (Martin & Griswold, 2009; Rakshit et al., 2021).	23
Tabla 3. Valores holandeses para evaluar la contaminación de suelos en términos de concentración total de metales pesados. Estos valores de referencia son para un suelo estándar (10% materia orgánica y 25% de arcilla) (Acevedo et al., 2005).....	26
Tabla 4. Rangos generales de concentraciones de elementos traza y su clasificación para el tejido foliar para varias especies (Kabata Pendias, 2000).	29
Tabla 5. Umbrales de concentración en los tejidos vegetativos de las plantas hiperacumuladoras, familia-especie representativa y registros mundiales de ellas para los elementos de interés Cu, Ni, Zn, Pb, Cd y Cr (Rakshit et al., 2021).....	33
Tabla 6. Criterios de clasificación de plantas por su comportamiento en la acumulación de metales pesados, basados en el factor de traslocación (FT) y factor de bioconcentración (FBC). Elaboración propia.	41
Tabla 7. Tabla resumen de investigaciones sobre fitorremediación. Elaboración propia. ...	49

Tabla 8. Concentraciones de metales en la superficie del relave Indey 1 en [mg/kg] de relave (Ministerio de Minería, 2019).	60
Tabla 9. Características fisicoquímica generales de los relaves mineros presentes en la provincia del Elqui y rangos de referencia de suelos naturales de la Región de Coquimbo (Ginocchio et al., 2008; Ginocchio & León, 2011; Santibañez et al., 2012).....	60
Tabla 10. Características generales de mejoradores de sustrato (Ginocchio R., 2008; Santibañez et al., 2011).....	83
Tabla 11. Dosificación de EDTA y SDS a utilizar en cada tratamiento experimental. Elaboración propia.....	86
Tabla 12. Cantidad total de agentes extractantes en [kg], volumen total ajustado para la disolución en [L] y volumen aplicado a cada planta en [mL] por tratamiento. Elaboración propia.....	87
Tabla 13. Características fenotípicas y propiedades fisicoquímicas por monitorear quincenal y mensualmente en el sitio de experimentación. Elaboración propia.....	97
Tabla 14. Alternativas de financiamiento. Elaboración propia.	106
Tabla 15. Detalle de costos de la inversión inicial del ensayo piloto. Elaboración propia.	108
Tabla 16. Detalle de los costos iniciales del ensayo piloto. Elaboración propia.	109
Tabla 17. Costos fijos del ensayo piloto. Elaboración propia.	111
Tabla 18. Detalle de costos finales del ensayo piloto. Elaboración propia.	112
Tabla 19. Resumen de costos del ensayo piloto propuesto de fitorremediación.....	113
Tabla 20. Análisis de sensibilidad 1	114
Tabla 21. Análisis de sensibilidad 2.	115
Tabla 22. Marco normativo chileno para el sector minero. Elaboración propia	146
Tabla 23. Valores de A, B y C usados para el cálculo del VIS (Acevedo et al., 2005).	147
Tabla 24. Resumen de las diferentes técnicas de fitorremediación (Ali et al., 2013; Martínez et al., 2005).	147
Tabla 25. Masa de EDTA y/o SDS para cada planta por tratamiento. Elaboración propia.	151
Tabla 26. Masa total de agentes extractantes en [kg] por cada tratamiento. Elaboración propia.....	152

Tabla 27. Volumen mínimo y ajustado para la disolución de EDTA y/o SDS. Elaboración propia.....	152
Tabla 28. Descripción de tipos de factor de especies. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).	153
Tabla 29. Factor de especie (<i>KS</i>), según tipo de planta. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).	153
Tabla 30. Descripción de tipos de factores de densidad. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).	153
Tabla 31. Factor de densidad (<i>KD</i>), según tipo de planta. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).	153
Tabla 32. Descripción de tipos de factores de microclima. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).....	153
Tabla 33. Factor de microclima (<i>KMC</i>), según tipo de planta. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).....	154
Tabla 34. <i>KS</i> , <i>KD</i> y <i>KMC</i> para <i>H. foliosus</i> y <i>S. chilensis</i> . Elaboración propia.	154
Tabla 35. Ventajas y desventajas de algunos tipos de sistemas de riego (INIA, 1990; AgroHuerto, 2022; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2023)	154
Tabla 36. Lista y especificaciones de equipamiento y materiales. Elaboración propia	155
Tabla 37. Lista y especificaciones de insumos. Elaboración propia.	159

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1. Esquema de criterios para la clasificación de tecnologías de remediación de suelos (Fundación Chile, 2015).	27
Ilustración 2. Respuestas típicas de las plantas frente a la presencia de metales pesados en el suelo (Adriano et al., 2001).	31
Ilustración 3. Representación de los métodos de fitoextracción y fitoestabilización (González, 2017).	39
Ilustración 4. Estructura química de SDS y unión con metales <i>M2</i> + (Hasan, y otros, 2019)	47

Ilustración 5. Estructura química de EDTA y unión con metales $M2 +$ (Hasan, y otros, 2019)	47
Ilustración 6. Imagen satelital del mapa de Andacollo. Zona urbana delimitada con verde. Elaborado con Satellite Pro.	56
Ilustración 7. Ubicación geográfica de la comuna de Andacollo y del tranque de relave Indey 1. Elaborado con Google Earth.	57
Ilustración 8. Vista 3D de la ubicación geográfica de comuna de Andacollo y el sitio de estudio Indey 1. Elaborado por Google Earth.	57
Ilustración 9. Relave Indey 1 (derecha, rojo), relave Indey 2 y 3 (celeste). Elaboración propia en Google Earth.	59
Ilustración 10. Zona 1 como sitio de estudio en el relave Indey 1 (amarillo). Elaboración propia en Google Earth.	59
Ilustración 11. Vista del área total (lado izquierdo) y distribución de la concentración de Pb en la superficie (lado derecho) del relave Indey 1. Adaptado de Alves et al., 2022.	61
Ilustración 12. Haplopappus foliosus I) Planta en estado vegetativo, II) parte aérea (hojas), III) Detalle de inflorescencia y flor, IV) Detalle de flor marchita. Adaptado de (Molina, 2021).	67
Ilustración 13. Solidago chilensis I) Planta en estado vegetativo, II) rizomas y raíces adventicias, III) parte aérea y IV) detalle de inflorescencia. Adaptado de (Ayala, 2022).	69
Ilustración 14. Área del campo de experimentación en la zona 1 del Relave Indey 1. Elaboración propia con Google Earth.	72
Ilustración 15. Distribución de parcelas de 5 [m] x 4 [m] en el campo experimental de 21 [m] x 19 [m]. Elaboración propia en AUTOCAD.	73
Ilustración 16. Distribución dentro de cada parcela de 5 [m] x 4 [m] en estudio. Elaboración propia en AUTOCAD.	75
Ilustración 17. Vista frontal en corte de la distribución interna de cada parcela. Elaboración propia en AUTOCAD.	77
Ilustración 18. Ubicación de las submuestras para cada parcela. Elaboración propia.	79
Ilustración 19. Desnivel de terreno en la zona 1 del Relave Indey 1. Elaboración propia con Google Maps.	95

Ilustración 20. Instalación sobre torre de estanque de acumulación de agua (Bioplastic, 2023).	95
Ilustración 21. Formato de etiquetado de plantas.	100
Ilustración 23. Representación de métodos de fitorremediación (González, 2017)	148
Ilustración 24. Ubicación georreferencia de la planta productora de Pisco Capel. Elaborado con Google Maps.....	149
Ilustración 25. Ubicación georreferencia de la planta de tratamiento de aguas residuales domiciliarias. Elaborado con Google Maps	149
Ilustración 26. Planilla de Excel para monitoreo y seguimiento del sistema de fitorremediación. Elaboración propia.	155

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Factor de traslocación (FT) para los metales Zn, Cu y Pb. Adaptado de Fondecyt 11200189.	70
Gráfico 2. Factor de bioconcentración (FBC) para los metales Zn, Cu y Pb. Adaptado de Fondecyt 11200189.	71
Gráfico 3. Eficiencia de extracción para los metales Zn, Cu y Pb. Adaptado de Fondecyt 11200189.	71
Gráfico 4. Promedio de la precipitación acumulada mensual desde el 2014 al 2023. Elaborado a partir de (INIA y CAEZA, 2023).....	74
Gráfico 5. Temperaturas medias máximas y mínimas [°C] históricas de la comuna de Andacollo, Región de Coquimbo. Elaborado a partir de (Meteoblue, 2023).....	92
Gráfico 6. Análisis de sensibilidad 1.	114
Gráfico 7. Análisis de sensibilidad 2.	116

CAPÍTULO I

1. INTRODUCCIÓN

La minería es una de las principales actividades económicas de Chile, donde la extracción de cobre corresponde al 88% de la actividad minera total (Chávez & Meller, 2020). En el año 2022, este sector contribuye con un 13,6% al Producto Interno Bruto (PIB) del país, lo que permite reflejar su crucial papel en el desarrollo económico nacional (Consejo Minero, 2023).

En muchas ocasiones, las actividades económicas que potencian el desarrollo financiero de un país no necesariamente garantizan el bienestar social y la sostenibilidad de su sistema productivo. Así ocurre con la industria minera, ya que el modelo extractivista empleado durante décadas tiene un impacto significativo en el medio ambiente al generar grandes cantidades de residuos en cada paso de su producción. En el norte de Chile se concentra un 82% del total de los depósitos de relaves mineros a nivel nacional, los cuales al no ser gestionados y/o tratados adecuadamente, se acumulan como depósitos de relaves inactivos o abandonados, convirtiéndose en Pasivos Ambientales Mineros (PAM) (Consejo Minero, 2023).

Si bien, esta actividad ha contribuido fuertemente en el desarrollo económico, la extracción intensiva de los recursos ha resultado en una deuda ambiental y social, especialmente relacionada a los PAM. Entre los pasivos ambientales se encuentran las minas abandonadas y residuos no tratados, siendo estos últimos los de mayor preocupación, ya que constituyen un porcentaje significativo de los pasivos ambientales de una instalación minera.

Chile, ocupa el tercer lugar a nivel mundial en la acumulación de residuos mineros representando aproximadamente un 5% del vertido anual en el mundo, lo que genera gran preocupación, sobre todo en las zonas donde se apilan los depósitos de relaves mineros (Sernageomin, 2023).

La zona norte posee un 87% de los depósitos de relaves abandonados a nivel nacional, siendo la región de Coquimbo la que concentra el 51% de estos desechos y donde se ve reflejado el costo socioambiental del modelo extractivista (Sernageomin, 2023). Ante la preocupación de las comunidades cercanas y del entorno en general, se comienza a elaborar un marco normativo sobre la gestión y disposición de los relaves, sin embargo, temas relacionados a la responsabilidad de las empresas de mitigar, remediar y/o reutilizar los PAM históricos, no ha sido abordado adecuadamente por las instituciones del Estado.

Existe una serie de técnicas para intentar mitigar los impactos producidos por los relaves mineros, entre las que se encuentran los tratamientos térmicos, físicos y químicos. No obstante, la literatura disponible indica que los métodos tradicionales de remediación para suelos contaminados son más costosos, debido al uso de equipos especializados, alto requerimiento energético, transporte y disposición posterior de grandes cantidades de residuos; además de ser poco ecológicos, ya que alteran las propiedades naturales del medio, restringiendo su reutilización (Sepúlveda & Trejo, 2002; Fundación Chile, 2015). A pesar de lo anterior, tienen tiempos más cortos de remediación, y poseen un estudio más robusto que garantiza su sistematización y efectividad (Shah & Daverey, 2020).

Debido a las desventajas económicas y dificultades operacionales que pueden tener los métodos utilizados convencionalmente, se ha buscado desarrollar tecnologías más económicas, de fácil acceso y ambientalmente más amigables. Bajo este contexto, en el último tiempo ha surgido el interés por explorar y/o profundizar opciones ya existentes, que involucran el uso de organismos vivos para inmovilizar, absorber, acumular, transformar, degradar y/o extraer contaminantes del suelo y del agua. Este tipo de tratamiento es denominado “biorremediación”.

Son varias las tecnologías que se engloban en el término de biorremediación, sin embargo, la fitorremediación es una de las técnicas más prometedoras. Este método utiliza a las plantas para transformar los contaminantes en formas inocuas o menos tóxicas, como, por ejemplo, los metales pesados. Las estrategias de fitorremediación de suelos o residuos mineros son la fitoextracción, fitoestabilización, fitodegradación, rizodegradación y fitovolatilización, y a

pesar de sus múltiples beneficios, presentan desventajas tales como, baja producción de biomasa, lenta tasa de crecimiento y largos tiempos de remediación. Se ha observado que estos obstáculos pueden ser mejorados mediante la aplicación conjunta de otras tecnologías, como la aplicación de un campo eléctrico, microorganismos, plantas transgénicas, nanopartículas, agentes quelantes, etc.

Dada la urgencia de mitigar los impactos ambientales residuales de las operaciones mineras a través de tecnologías no nocivas, es que surge la necesidad de optimizar y estandarizar el proceso de fitorremediación. En esta memoria se busca analizar la factibilidad técnica y económica de una propuesta de fitorremediación asistida usando especies endémicas y nativas de Chile, con la adición de agentes quelantes y enmiendas orgánicas.

1.1. Objetivo general

Realizar un estudio técnico-económico de un proceso de fitorremediación a nivel de planta piloto para la remoción de metales pesados desde relaves utilizando la aplicación conjunta de los quelantes químicos: dodecilsulfato sódico (SDS) y ácido etilendiaminotetraacético (EDTA).

1.2. Objetivos específicos

- Analizar las investigaciones y literatura asociada al uso de quelantes químicos en procesos de fitorremediación para remoción de metales pesados de manera de definir las experiencias a desarrollar.
- Evaluar técnicamente el proceso propuesto y determinar especies a emplear, metales a analizar, equipos requeridos, metodología experimental, diseño de experimentos, plan de trabajo y técnicas de análisis requeridas entre otros, del proceso de fitorremediación empleando SDS y EDTA.
- Evaluar económicamente el proceso propuesto.

CAPÍTULO II

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Minería a nivel global

La minería es indispensable para el desarrollo económico y social de los países, ya que involucra actividades de explotación, procesamiento y comercialización de minerales y metales que se desarrollan en los cinco continentes, y principalmente en tres, América, Asia y Oceanía (Sernageomin, 2020). Los países que tienen la mayor producción de minerales, metales y rocas, y que son responsables de más del 70% de la producción mundial son: China, Australia, Estados Unidos, Rusia, Canadá, Turquía, India, Japón, Corea, Indonesia, Perú, Bolivia, Chile, México y Brasil (British Geological Survey, 2016). Lo anterior, se debe a que la minería consta de un proceso productivo complejo que se vincula con una amplia gama de sectores económicos y es fundamental para el desarrollo industrial (Concha, 2017).

Hoy en día, ciertos minerales y metales son considerados esenciales para la vida moderna (Naciones Unidas, 2002). El cobre, por ejemplo, se utiliza ampliamente en la construcción (31%), consumo general (24%), red eléctrica (24%), transporte (11%) y en máquinas industriales (10%) (Consejo Minero, 2020). No obstante, el crecimiento de esta industria no está exenta de problemas, ya que detrás de estos porcentajes hay décadas de explotación minera con bajo desarrollo tecnológico y falta de leyes, normas y regulaciones mineras que causan un impacto negativo y costos a nivel económico, social y ambiental en el agua, suelo, aire y los ecosistemas (Hazin M. S., 2014). Sumado a lo anterior, la falta de buenas prácticas ha terminado por afectar la reputación de la minería, generando una pérdida de confianza por parte de las comunidades involucradas sobre la sostenibilidad de este sector (Ríos, 2018). La minería se cataloga como una de las actividades con mayores emisiones de gases efecto invernadero, ya que produce hasta cinco veces más emisiones por dólar de producción que otros sectores económicos (Twerefou, 2009).

Bajo estos escenarios y entendiendo que la minería explota recursos no renovables, surge la necesidad de replantear el rol de esta actividad. Es por lo anterior, que entre el año 1999 y 2000 las empresas mineras más grandes del mundo inician el proyecto global “Minería, Minerales y Desarrollo Sustentable” con sus siglas en inglés MMSD y cuya duración es de 2 años (Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo y Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible, 2002). Este proyecto busca identificar cómo la minería y minerales pueden contribuir de mejor manera a la transición global y hacia el desarrollo sostenible (Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo, 2022). Los temas de mayor interés que se abordan en esta acción son: el manejo de grandes volúmenes de residuos mineros y la planificación integrada para el cierre de minas. Los precedentes de este proyecto son escasos y, si bien, ha habido diversas iniciativas, la mayoría no presenta la magnitud de la MMSD (Hemmati, 2002).

A partir de entonces, se crean diversas actividades, proyectos, organizaciones, etc., en pos de acelerar la visión sostenible sobre la gran minería. La iniciativa más reciente es la “Agenda 2030” de la ONU del año 2015 y vigente hasta la fecha, que establece los “17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)” como metas para alcanzar el equilibrio económico, social y ambiental para todas las industrias y sectores de la sociedad (Naciones Unidas, 2019). En esta ocasión la industria minera dispone de una oportunidad sin precedentes para avanzar hacia un desarrollo sostenido.

A pesar de lo anterior, en el año 2016 el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) en conjunto con otras organizaciones e iniciativas, elaboran un documento que concluye que la mayoría de las empresas mineras aún no integran y adoptan buenas prácticas de manera general, quedando oportunidades de mejoras y desafíos sin cubrir, a poco tiempo de la agenda 2030 (Responsible Mining Foundation y Centro sobre Inversión Sostenible de Columbia, 2020) (Murrieta, Balderrama, & López, 2021).

2.2. Minería en Chile y relaves mineros

Con respecto a Chile, la actividad minera metálica en general y particularmente la del cobre, corresponde al sector más activo en el desarrollo de la economía nacional, tanto por la cantidad de inversionistas, como por la magnitud que alcanza su producción (Consejo minero, 2019). La minería trasciende en el tiempo y su historia en el país se remonta a antes de la llegada de los conquistadores españoles, momento en que los indígenas sacan el mineral de cobre de la cordillera de los Andes para la fabricación de herramientas y adornos. Durante los primeros 200 años de la conquista, la industria del cobre es pequeña y se concentra en la zona norte del país, pero comienza a expandir su producción en el año 1820 (Consejo minero, 2019). Entre los años 1840 y 1860, Chile se convierte en el mayor productor de cobre a nivel mundial y a partir de la segunda mitad del siglo XIX, ya es uno de los principales productos chilenos de exportación (Ministerio de Minería, 2022). Producto de la creciente inversión extranjera en el rubro minero, principalmente norteamericana, es que a comienzos del siglo XX se consolida en Chile la gran minería, dando inicio al más importante auge minero del país con el “boom de la minería del cobre” y la explotación de una gran cantidad de minas (Lagos, Blanco, Torres, & Bustos, 2002). Desde entonces, la minería tiene un papel fundamental en el desarrollo económico del país, representando en 2022 casi un 13,6 % del Producto Interno Bruto (PIB), 9% de los ingresos fiscales y 58% de las exportaciones totales del país (Consejo Minero, 2023). Sin embargo, junto al acelerado crecimiento de esta industria, surge durante las últimas décadas, preocupación y presión por los efectos que tienen los residuos de las operaciones mineras sobre la salud humana y el medio ambiente, y por el manejo de su disposición final, llegando esta actividad a ser tildada incluso de insustentable (Folchi, 2003).

El cobre es la minería metálica que mayor cantidad de desechos mineros genera en Chile, ya que extrae grandes cantidades de rocas del yacimiento, las cuales presentan una porción reducida de aproximadamente un 1% del elemento de interés económico (Sernageomin, 2018). Estas rocas son finamente molidas una o varias veces y concentradas por procesos de flotación, para obtener un material con concentración de cobre de entre un 20-30% (Sernageomin, 2018). Este concentrado se extrae y el resto del material estéril que es desechado de la planta y que presenta baja concentración del metal de interés, es denominado

“relave”, el cual debe ser transportado y contenido en un depósito adecuado, ya que a pesar de no ser en un principio un residuo tóxico, puede llegar a serlo y presentar riesgos bajo ciertas circunstancias, debido a que en su composición presenta metales como Cu, Fe, Mn, Cr, S, Pb, Zn y algunos metaloides como As (CENMA, 2013).

Por bastante tiempo no ha habido leyes, normas u obligaciones específicas que responsabilicen a los propietarios de faenas mineras por los efectos de sus desechos, el uso y contaminación de recursos como el agua, aire, suelo y ecosistemas, y de cumplir con cierres regularizados (Hazin M. S., 2013; Subsecretaría del Medio Ambiente, 2021). No es hasta el año 1994 con la Ley N°19.300 de Bases Generales del Medio Ambiente, en el año 2004, con el Reglamento de Seguridad Minera y en 2012, con la Ley N°20.551 que Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras, que se dispone a normar algunos aspectos sociales y ambientales básicos que puedan ser afectados producto de las operaciones mineras y sus residuos, sin embargo, sólo aplican para las iniciadas el mismo año de la promulgación de la ley, quedando exentas mineras activas e inactivas con anterioridad. Por esta y otras situaciones, existen en la actualidad un total de 764 depósitos de relaves en Chile distribuidos desde la región de Tarapacá hasta la de Aysén, de los cuales 474 se encuentran inactivos y 172 abandonados, lo que se traduce en una gran cantidad de sitios paralizados y/o abandonados sin una adecuada gestión en el término de sus actividades y los cuales constituyen un foco de contaminación que genera un riesgo para la vida, salud humana y el medioambiente, estos depósitos son denominados “Pasivos Ambientales Mineros” (PAM) (Sernageomin, 2023).

Los depósitos de relaves son uno de los residuos de mayor preocupación, ya que constituyen un porcentaje importante de los pasivos de una instalación minera y es de conocimiento público la existencia de faenas y depósitos de relaves de antigua data que se encuentran cerrados irregularmente o abandonados previo a las normas y leyes establecidas, dando lugar a una histórica deuda ambiental minera, principalmente en la zona centro-norte de Chile (Orchard et. al, 2009; Ministerio de Minería, 2019). Sumado a lo anterior, existe un gran número de depósitos que no tienen dueño o representante conocido y de los cuales muchas

veces la población no tiene información, situación que aún no ha podido ser abordada y regularizada de forma adecuada por instituciones públicas y el Estado (Toledo, 2016).

En la actualidad, existen distintos tipos de depósitos de relaves que se encuentran regulados en Chile bajo el Decreto Supremo N°248, los cuales se encuentran clasificados según su tipo de construcción. A nivel nacional, los tipos de depósitos que son más utilizados son los “tranques de relaves” (80%) y “embalses de relaves” (16%) (Zandarín, 2021; Sernageomin, 2023).

El origen y la composición de los depósitos de relaves son variados, ya que dependen del tipo de mineral, metal enriquecido, extracción minera y los años de acumulación (Zamarreño et al., 2020). Sin embargo, los datos que han sido recolectados y clasificados por el gobierno de Chile han sido formas primordialmente de la minería de cobre, la cual representa un 88% del total minero (Chávez & Meller, 2020).

En la Tabla 1 se presenta la distribución de depósitos de relaves mineros en regiones de la zona norte, centro y sur de Chile.

Tabla 1. Distribución de depósitos de relaves mineros por región (Sernageomin, 2023).

Zona	Región	Activos	Inactivos	Abandonados	En construcción	Total
Norte	Tarapacá	2	0	6	0	8
	Antofagasta	12	24	16	0	52
	Atacama	30	113	23	6	172
	Coquimbo	39	246	105	2	392
Centro	Valparaíso	14	55	11	0	80
	Metropolitana	6	14	6	0	26
	O'Higgins	3	15	1	0	19
	Maule	4	2	0	0	6
Sur	Aysén	0	5	4	0	9
	Total	110	474	172	8	764

Producto del constante aumento de la cantidad de relaves producidos por la industria minera, la cual se proyecta con un incremento del 74% para el año 2026 en comparación con el año

2014 (Ministerio de Minería, 2019), se han realizado diversas investigaciones de remediación para la descontaminación y restauración de suelos y relaves mineros, ya que no es posible degradar ciertos elementos químicos que los componen, por ejemplo, metales y metaloides, lo que aumenta significativamente su peligrosidad (Menéndez & Muñoz, 2021).

La existencia de relaves históricos que no están sujetos a normas deja entrever acciones que provocan efectos negativos en el medio ambiente, como, por ejemplo, el uso de ríos para llevar relaves hasta la costa y utilizarlo como sitio de disposición final, lo que provoca un daño en la biota marina y submarina, sumado a la presencia de relaves con mayor cantidad de contaminantes producto del uso de procesos y técnicas de extracción menos eficientes (Romero et al., 2008; Sernageomin, 2018). Las concentraciones de metales como Cu, Cd, Pb y Zn pueden variar desde 1000 [mg/kg] en relaves modernos hasta 50000 [mg/kg] en relaves mineros históricos (Lam et al, 2020).

En cuanto a los riesgos, existen dos principalmente, tanto para los relaves activos como para los que forman parte de los PAM. El primero, se relaciona con la estabilidad física y estructural del depósito final en que se encuentran, debido a que Chile es un país sísmico y lleva un registro de 38 casos de fallas de tranques de relaves (Zandarín, 2021), y el segundo, con el ambiente, producto de la contaminación de suelos por metales pesados tóxicos; contaminación de aguas superficiales y napas subterráneas, por la infiltración de aguas de relave; la generación de lixiviados y/o contaminación del aire, debido al levantamiento y dispersión de material fino por acción del viento; entre otros (Ministerio de Minería, 2019). Lo anterior, origina consecuencias en los distintos ecosistemas, conflictos con la industria agrícola por el deterioro progresivo de la cubierta vegetal y con la comunidades aledañas, debido a los efectos nocivos en la salud y calidad de vida.

Remediar los efectos dañinos que provocan los depósitos de relaves producidos por impactos primarios (dispersión física) y/o secundarios (transformación química) es complejo y costoso, lo que hace necesario prevenir y regular tanto las operaciones como los desechos mineros a través de un marco normativo robusto (Ginocchio & León, 2011), el cual debe ser

construido a través de la interacción entre la comunidad científica, las empresas mineras, las comunidades involucradas y las autoridades políticas.

2.3. Contaminación por metales pesados

Los principales elementos de connotación ambiental que están relacionados con los sólidos de la actividad minera en Chile y que son de interés para este estudio son el cobre (Cu), níquel (Ni), zinc (Zn), cromo (Cr), plomo (Pb) y cadmio (Cd), los cuales deben ser monitoreados para que no se transfieran a las distintas fases del agua, aire y suelo por lixiviación, solubilización y/o reacciones químicas (Sernageomin, 2018). Estos elementos comúnmente denominados por la literatura “metales pesados”, están asociados a la contaminación ambiental, toxicidad y efectos adversos en el ambiente y organismos vivos, debido a que pueden ser perjudiciales incluso en bajas concentraciones (Seraj & Rahman, 2018).

Existen distintas formas en que estos contaminantes metálicos pueden ingresar al ecosistema, siendo la actividad antropogénica y específicamente la minería metálica una de las principales fuentes de emisión, sobre todo por el alto contenido de estos en los desechos mineros (Briffa et al., 2020). A pesar de lo anterior, hay metales que son biológicamente esenciales para el metabolismo humano, animal y de las plantas, en dosis adecuadas, denominados “oligoelementos” o “micronutrientes” como lo son el Cu, Ni, Zn y Cr (Adriano, 2001; Hurtado, 2012). Se consideran esenciales debido a que los organismos vivos no pueden completar su ciclo vital en ausencia de estos elementos y tampoco pueden ser reemplazados, sin embargo, si el rango óptimo de concentración no es el indicado, puede causar deficiencias, toxicidades e incluso pueden ser letales (Brown et al., 1987). Por otro lado, se encuentran los metales pesados sin función biológica específica, tales como el Cd y el Pb, los cuales en ciertas cantidades producen alteraciones en el funcionamiento de distintos organismos debido a su alta toxicidad y bioacumulación (García & Dorronsoro, 2005).

Es importante considerar la salud humana y su respuesta ante la exposición a estos elementos, ya que provocan alteraciones y síntomas que pueden verse agravados según la especie metálica, el tiempo de exposición y la vía de ingreso. Los límites de concentración de Cu, Ni, Zn, Cr, Cd y Pb que establece la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos

(USEPA) para el agua potable y los efectos toxicológicos de cada elemento, se exponen en la Tabla 2.

Tabla 2. Límites de los metales pesados en el agua potable y sus efectos toxicológicos en la salud humana (Martin & Griswold, 2009; Rakshit et al., 2021).

	Metal pesado	Límite establecido por USEPA $\left[\frac{mg}{L}\right]$	Efectos toxicológicos
Esenciales	Cobre	1,3	Problemas gastrointestinales, disfunción renal, (Martin & Griswold, 2009)
	Níquel	0,1	Bronquitis crónica, cáncer pulmonar, sarpullido, dermatitis, neurotóxico, esterilidad (Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades, 2005).
	Zinc	5	Vómitos, náuseas, calambres abdominales, daño de páncreas (Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades, 2005).
	Cromo	0,1	Úlceras nasales, problemas respiratorios, tumores estomacales, úlceras en la piel, pérdida de cabello (Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades, 2012).
No esenciales	Cadmio	0,005	Carcinógeno, disruptor endocrino, disfunción renal, osteoporosis, trastornos respiratorios (Järup, Hellström, Alfvén, Carlsson, & Grubb, 2000) (World Health Organization, 1992).
	Plomo	0,015	Retraso del desarrollo mental e intelectual, enfermedades cardiovasculares y renales, esterilidad, aborto espontáneo y muerte neonatal (World Health Organization, 1995) (Sany, Sulaiman, Monazami, & Salleh, 2011).

Estos elementos metálicos son capaces de ser parte de los componentes naturales del entorno y de las actividades humanas. Cualquiera fuese el origen, estos contaminantes una vez asentados y según las características de los distintos medios en que se encuentran, pueden ser retenidos, movilizados y/o absorbidos (Pagnanelli et al., 2004). La toxicidad de estos elementos no tiene solo relación con su concentración, sino que también con su desplazamiento y capacidad de interacción en el medio (Abollino et al., 2002).

2.3.1 Normativas relacionadas a la minería, depósitos de relaves y pasivos ambientales en Chile

El marco normativo del sector minero en Chile se vincula fuertemente con tres instrumentos normativos: la Constitución Política de la República del año 1980 y su *Artículo 19* - N°8 “El derecho a vivir en un medio ambiente libre de contaminación” (Biblioteca del Congreso Nacional, 2005); la Ley Orgánica Constitucional sobre Concesiones Mineras del año 1982; y el Código de Minería del año 1983 (Toledo, 2016).

Dentro del marco legal relacionado con la gestión de los depósitos de relaves, destaca en el año 1994 la “Ley 19.300” la cual permite iniciar un desarrollo ambiental e institucional en Chile. Esta ley crea importantes entidades como el “Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA)” y exige a las faenas mineras tener consideraciones medioambientales en sus procesos productivos a través de una evaluación ambiental en todas sus etapas, incluyendo el cierre (Oblasser, 2016). A partir de lo anterior, se elaboran distintas políticas, decretos, anteproyectos y leyes relacionados al sector minero, los cuales se presentan en el Anexo 7.1 (Cámara de Diputados, 2010; Ministerio de Medio Ambiente y Fundación Chile, 2015; Toledo, 2016; Sernageomin, 2016; Fundación Chile, 2018; Ministerio de Minería, 2021; Consejo Minero, 2022).

A pesar de los avances, aún existen grandes desafíos relacionados al manejo de los relaves mineros, tanto por determinar responsables del tratamiento y remediación de estos residuos, como por su generación anual (Toledo, 2016). A nivel nacional se generan 530 millones de toneladas de relave, el cual corresponde al 5,3% del vertido anual de residuos mineros en el mundo, incluso pudiendo ser más, debido a que esta cantidad no se ha actualizado desde el año 2016 (Sernageomin, 2016; Sernageomin, 2023). Por lo anterior, Chile se sitúa como el tercer país con mayor acumulación de este residuo después de China y Estados Unidos (Adiansyah et al., 2015; Lam et al., 2020).

2.3.2. Marco jurídico del suelo

Es común asociar el concepto de “medio ambiente” al aire, agua y suelo, a pesar de ello, a nivel nacional son los dos primeros los que cuentan con regulaciones a través de normas de

calidad y de emisión, los cuales involucran el establecimiento de concentraciones máximas permisibles de metales pesados, quedando la protección del suelo sujeta a estos efectos. Se reconoce que Chile presenta carencias en la legislación del suelo como elemento fundamental, respecto a los estándares ambientales aplicados en países como Francia, Holanda y España, que ponen límite a las concentraciones de estos contaminantes en el suelo (Cámara de Diputados, 2014).

Se reconoce internacionalmente la relevancia que tiene el suelo como “recurso natural esencial no renovable”, por lo que se hace necesario fijar indicadores para conservar o mejorar su productividad. Actualmente, no existe un acuerdo internacional enfocado en la prevención, control y remediación de la contaminación del suelo, sin embargo, existen varias instancias y compromisos que apoyan parcialmente a esta finalidad. La gobernanza y marcos legales varían de un país a otro, habiendo pocos países con legislaciones específicas para prevenir, gestionar y remediar la contaminación del suelo, pero sí muchos que los incluyen de manera muy general en la legislación ambiental y formulación de políticas (FAO & PNUMA, 2022).

En un gran número de países, el suelo y su protección aparecen en numerosas políticas relacionadas a los distintos procesos de degradación, siendo una prioridad la prevención de la contaminación. Debido a lo anterior, se han establecido límites de contaminantes a través de la creación de estándares de calidad del suelo en países tales como, Alemania, Italia, Francia, Holanda, Austria, España, Estados Unidos, Canadá, Japón y Australia, siendo los más conservadores Holanda y Canadá (Acevedo et al., 2005; AMB Chile, 2020). La primera lista disponible de valores estándares para estimar el grado de contaminación del suelo es la lista de los Países Bajos, bajo la “Ley Holandesa Provisional para el Saneamiento de Suelos”, que establece categorías límites justificadas tanto en la naturaleza, como también en las condiciones específicas del sitio, que influyen en la migración y destino de los contaminantes (Brion & Rosso, 1998). Para establecer las concentraciones límites máximas de elementos metálicos pesados, se deben fijar valores para suelos que no se encuentren influidos por actividades antrópicas y en suelos que sí están afectados, considerando el crecimiento y desarrollo de las plantas como la adaptación de este sistema a la realidad de cada país

(Acevedo et al., 2005). Cabe destacar que, en Chile, no existe una aplicación directa de normas internacionales, y sólo se admiten estos valores como estándares de referencia.

Frente a la poca información y claridad de los límites de metales pesados en Chile, es que en este informe se utilizan los valores propuestos por Holanda como aproximación, ya que es considerado el país con más experiencia y desarrollo en torno a la protección de la contaminación de suelos. Esta lista propone el uso de tres estándares: valor de referencia (A), que representa el mínimo nivel de riesgo para hacer posible cualquier uso del suelo de forma sostenible en el tiempo; valor máximo permitido (B), que define el límite inferior de aceptabilidad del riesgo y cuya remediación se debe considerar; y valor de intervención (C), que representa el máximo riesgo tolerable y sobrepasarlo, significa un peligro grave para la salud, por lo que se hace necesario realizar acciones de remediación (Pérez et al., 2000).

A continuación, se presentan en la Tabla 3 los valores de referencia (A) y de intervención (C) que propone el estándar de los países bajos.

Tabla 3. Valores holandeses para evaluar la contaminación de suelos en términos de concentración total de metales pesados. Estos valores de referencia son para un suelo estándar (10% materia orgánica y 25% de arcilla) (Acevedo et al., 2005).

	Metal pesado	Valor (A) de referencia $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$ de suelo	Valor (C) de intervención $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$ de suelo
Esenciales	Cobre	36	190
	Níquel	35	210
	Zinc	140	720
	Cromo	100	380
No esenciales	Cadmio	0,8	12
	Plomo	85	530

Para metales pesados los valores de A y C para otro tipo de suelos (no estándar), dependen de algunos factores que se encuentran descritos en el Anexo 7.2.

La cantidad disponible de estos contaminantes metálicos también depende de las propiedades y características específicas del entorno en el que se encuentran depositados, como, por

ejemplo, el pH, contenido de materia orgánica, etc., las que contribuyen a la elección de una adecuada técnica de remediación (Sauvé et al., 2000).

2.4. Tecnologías de remediación

Para poder descontaminar de forma total o parcial el ambiente de estos elementos, se requieren tratamientos que sean capaces de alterar la composición del medio o de la sustancia peligrosa, ya sea reduciendo su toxicidad, movilidad o concentración (EPA, 2001). El comportamiento de estos contaminantes y la selección de una tecnología de remediación adecuada para recuperar la calidad del suelo depende de varios factores que se relacionan tanto a las características fisicoquímicas del elemento metálico, como a la del sitio contaminado. Además, el uso específico de un mecanismo o tecnología también depende de su disponibilidad, fiabilidad, desarrollo, costo asociado, factibilidad técnica-económica y tiempo estimado para su ejecución (Sellers, 1999; Fundación Chile, 2015).

Las tecnologías de remediación se clasifican en 4 categorías, las cuales se presentan en la Ilustración 1.

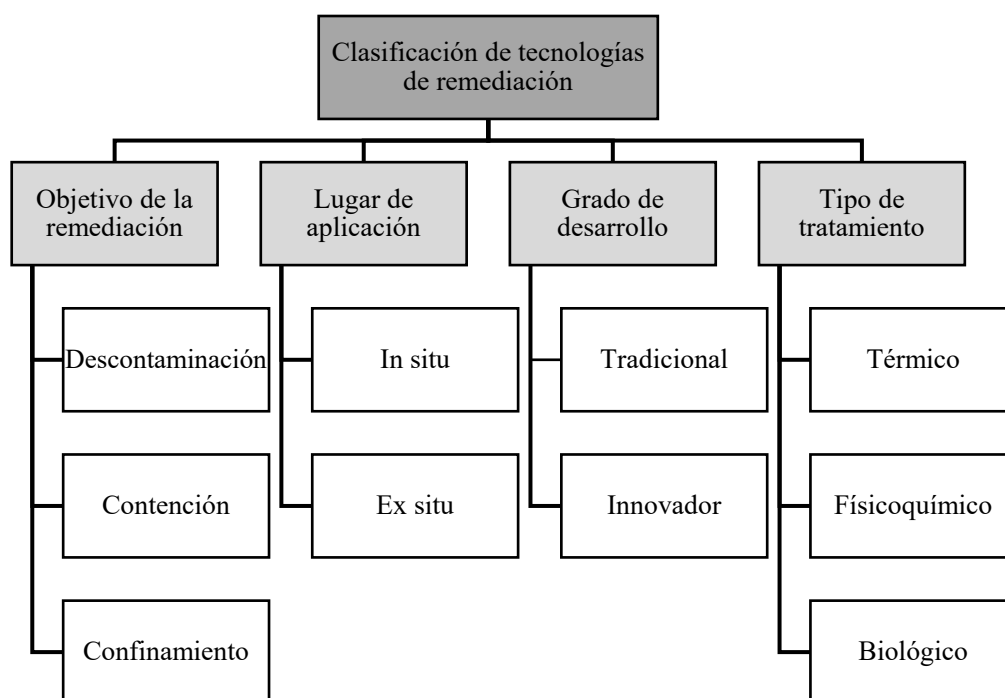


Ilustración 1. Esquema de criterios para la clasificación de tecnologías de remediación de suelos (Fundación Chile, 2015).

El criterio de interés para este estudio es el tipo de tratamiento, el cual se compone de tres mecanismos: térmico, fisicoquímico y biológico.

Los tratamientos térmicos utilizan calor para destruir, separar y/o inmovilizar contaminantes presentes en el medio, son rápidos en tiempos de limpieza y se caracterizan generalmente por ser las tecnologías de mayor costo, principalmente por la demanda de energía y el uso de equipos especializados. Algunas tecnologías de remediación térmica son la pirólisis, incineración, vitrificación, inyección de aire caliente y desorción térmica (Fundación Chile, 2015).

Con relación a los tratamientos fisicoquímicos, estos usan las propiedades físicas y/o químicas del medio contaminado o de los contaminantes para remover, separar o contener la contaminación, además suelen ser prácticos en cuanto a tiempo y costos (Sepúlveda & Trejo, 2002). En cuanto a los costos, estos pueden elevarse con el uso de ciertas estrategias de remediación que requieran de un posterior tratamiento o disposición para los contaminantes (Deuren et al., 1997). Entre sus tecnologías se encuentran la electrocinética, extracción por solventes, extracción de vapores, solidificación/estabilización, adición de enmiendas, lavado de suelos y enjuague/inundación de suelos (Sepúlveda & Trejo, 2002; Fundación Chile, 2015).

Por último, se encuentra el tratamiento biológico, que consiste en la degradación, remoción o transformación de compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos a elementos metabólicos inocuos o menos tóxicos utilizando el metabolismo de algunos organismos vivos, los cuales pueden ser propios del sitio (autóctonos) o externos (exógenos) (Eweis et al., 1998). Algunos de los organismos utilizados son las bacterias, hongos (micorremediación) y plantas (fitorremediación) (Sepúlveda & Trejo, 2002).

2.5. *Fitorremediación de metales pesados*

Este trabajo de investigación se encuentra enfocado en el proceso de fitorremediación, el cual utiliza especies vegetales para concentrar, degradar y/o transformar los contaminantes orgánicos e inorgánicos en elementos inofensivos, siendo este mecanismo aplicable a suelos,

lodos y sedimentos a través de distintas tecnologías como la rizofiltración, rizodegradación, fitodegradación, fitovolatilización y, las que se centra esta memoria que son, la fitoestabilización y fitoextracción (Hinchman et al., 1995; Deuren et al, 1997; Hutchinson et al., 2001; Sepúlveda & Trejo, 2002). Todos estos procesos se encuentran resumidos en el Anexo 7.3.

Las plantas han desarrollado distintos mecanismos para ser capaces de absorber y acumular metales pesados en distintos grados, por lo que la concentración de estos depende de la especie, características físicas y químicas del entorno, disponibilidad del metal en el suelo, etc., no obstante, existen límites que permiten un buen desarrollo del vegetal.

A continuación, en la Tabla 4 se presentan los rangos generales de concentraciones de elementos traza y su clasificación para el tejido foliar para varias especies de plantas. Estos valores no abarcan especies muy sensibles o tolerantes y pueden variar ampliamente para sistemas específicos de suelo-planta (Kabata Pendias, 2000).

Tabla 4. Rangos generales de concentraciones de elementos traza y su clasificación para el tejido foliar para varias especies (Kabata Pendias, 2000).

	Metal pesado	Suficiente o normal [$\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$]	Excesiva o tóxica [$\frac{\text{mg}}{\text{kg}}$]
Esenciales	Cobre	5 - 30	20 - 100
	Níquel	0,1 - 5	10 - 100
	Zinc	27 - 150	100 - 400
	Cromo	0,1 - 0,5	5 - 30
No esenciales	Cadmio	0,05 - 0,2	5 - 30
	Plomo	5 - 10	30 - 300

Es necesario enfatizar que, dado que los rangos normales de estos elementos requeridos por las plantas suelen estar cercanos a los niveles que ejercen un efecto dañino en su metabolismo, es posible sobrepasar los límites máximos de concentración para estos metales en el organismo vegetal, lo que puede causar síntomas fitotóxicos, tales como, clorosis, atrofia, necrosis, inhibición de fotosíntesis, inhibición de transpiración vegetal, estrés oxidativo, inhibición del crecimiento, disminución del rendimiento de la biomasa e

interferencia en absorción de nutrientes y agua (Das & Rout, 1998; Rout & Das, 2003; Acevedo et al., 2005; Bhalerao et al., 2015; Sharma et al., 2020). En cuanto a la resistencia de las plantas, generalmente es mayor para un elemento esencial, mientras que, en el caso de metales no esenciales, el daño aumenta a medida lo hace el mismo (Acevedo et al., 2005).

La fitorremediación, entendida como la biorremediación botánica, engloba a un conjunto de tecnologías que hacen uso de plantas seleccionadas para limpiar sitios contaminados con sustancias peligrosas, con el objetivo de mejorar la calidad del medio ambiente y sostenerse en la capacidad de sus brotes y rizosferas para concentrar, transformar, estabilizar y/o degradar contaminantes que se encuentran fitodisponibles en la zona a remediar (Hinchman et al., 1995; EPA, 2000; Sumiahadi et al., 2019). Las dos técnicas de fitorremediación que son ampliamente utilizadas en el tratamiento de suelos contaminados y relaves mineros, y que son de interés para esta memoria, son el proceso de fitoextracción y la fitoestabilización (Lam et al., 2020).

2.5.1 Fitoextracción

El método de fitoextracción corresponde a la absorción de contaminantes por las raíces de las plantas y la posterior “traslocación” de estos hacia la biomasa aérea, es decir, transferencia de metales por dentro de la planta hacia la parte que se encuentra sobre el suelo. Ciertas especies de plantas que son buenas candidatas para esta tecnología se caracterizan por ser capaces de absorber y acumular una alta concentración de contaminantes metálicos en sus tejidos, sin mostrar síntomas visibles de toxicidad (Chaney et al., 2014). Sin embargo, se debe considerar que la aplicación de la fitoextracción no elimina el metal del medio en que se encuentra, sino que lo transfiere al organismo vegetal, por lo que se hace necesaria una forma efectiva de eliminación posterior, como la cosecha agrícola (Llugany et al., 2007). Una vez cortada la parte aérea de la planta, el material cosechado se elimina de forma segura siendo generalmente incinerado. (Ozyigit et al., 2020). La traslocación de metales a los brotes es un proceso bioquímico crucial y de alto interés, debido a que la cosecha de biomasa de las raíces generalmente no es factible (Tangahu et al., 2011).

Las investigaciones relacionadas a este mecanismo requieren de largos periodos, incluso años para su desarrollo y la obtención de resultados, por lo que la fitoextracción puede ser practicada de dos formas: natural o inducida. La primera es a través de condiciones naturales, es decir, no se realizan modificaciones en la vegetación y en el entorno para facilitar el proceso, en cambio, la segunda, es donde se aplica una asistencia que sea capaz de potenciar el secuestro del contaminante, su absorción, metabolización, etc., para reducir el tiempo de remediación (Salt et al., 1998; Ali et al., 2013).

2.5.1.1. Plantas hiperacumuladoras

Las plantas que son capaces de crecer en suelos con alta presencia de metales han desarrollado mecanismos fisiológicos para poder crecer, desarrollarse y evitar la toxicidad. Existen subconjuntos de estas plantas como las del tipo acumuladoras e hiperacumuladoras, que concentran el metal en su parte aérea sin presentar síntomas de toxicidad ni limitaciones en su ciclo de vida; las indicadoras, donde existe una proporcionalidad entre la concentración del elemento metálico en el suelo, la absorción y acumulación en la planta, de manera que la concentración en las hojas refleja la del medio; y las exclusoras, que restringen la traslocación del metal hacia las hojas, concentrándolo en la zona de las raíces (González et al., 2020). Estas respuestas típicas se muestran en la Ilustración 2.

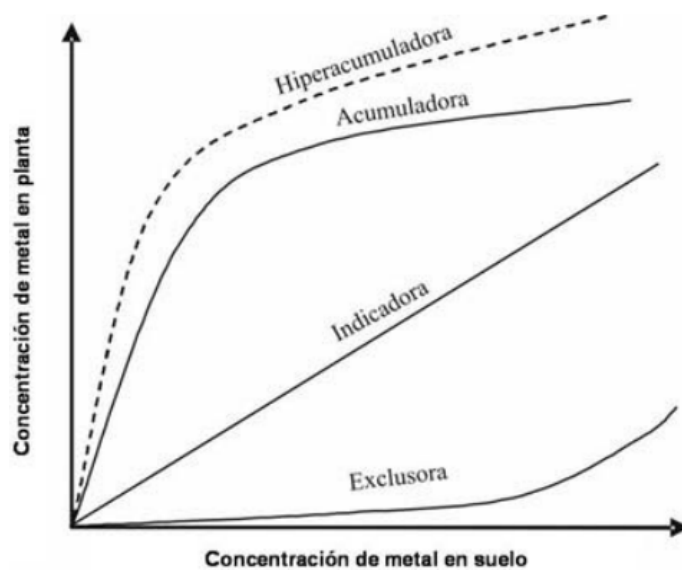


Ilustración 2. Respuestas típicas de las plantas frente a la presencia de metales pesados en el suelo (Adriano et al., 2001).

Para la selección de las especies a utilizar en procesos de fitoextracción, es preferible el uso de plantas con bajo consumo de agua tanto por temas económicos, como por la reconocida crisis hídrica que se encuentra potenciada por el cambio climático (Hinchman et al., 1995; Santibáñez, 2016). También se requiere vegetación que pueda absorber, acumular y distribuir cantidades excepcionalmente altas de micronutrientes esenciales y de elementos metálicos no esenciales a sus tejidos aéreos, como lo hacen las hiperacumuladoras, ya que alcanzan concentraciones de entre cientos o miles de veces mayores que las medidas en las plantas con concentraciones “normales” (Lasat, 1999; Chaney et al., 2000; León et al., 2011; Rufus & Baklanov, 2017).

Existen dos especies dentro de esta categoría, las que se dan exclusivamente en entornos con una mayor presencia de elementos metálicos denominadas “hiperacumuladoras obligadas” y las que se dan tanto en estos ambientes, como en los que hay una concentración normal de estos contaminantes, las cuales son llamadas “hiperacumuladoras facultativas” (Pollard et al., 2014).

Las plantas adoptan distintas respuestas y estrategias de defensa al momento de estar en presencia de contaminantes metálicos, sin embargo, la hiperacumulación ha hecho que la planta se mantenga en el ambiente con altas concentraciones de metales, encontrándose presente esta característica en más de 721 especies de plantas y en un total de 52 familias botánicas según la Global Hyperaccumulator Database al año 2017, siendo la familia *Brassicaceae* (83 especies) y la *Phyllanthaceae* (59 especies) las que se destacan por la capacidad de tolerar estos contaminantes en su estructura (Baker et al., 2000; Boyd, 2012; Reeves et al., 2017) (Srivastava et al., 2019). A pesar de lo anterior, se consideran escasas las especies hiperacumuladoras, por lo que sus descubrimientos van en ascenso debido al estudio constante.

La literatura establece los criterios de umbral de hiperacumulación que algunas especies son capaces de tolerar, así como sus registros a nivel mundial, los cuales se presentan en la Tabla 5. Estos valores son las concentraciones que deben alcanzar las plantas en sus tejidos vegetativos para ser consideradas hiperacumuladoras, siendo de 2 a 3 órdenes de magnitud

más altos que las concentraciones foliares (hojas) en suelos normales, y al menos 1 orden de magnitud mayor que en suelos metalíferos (van der Ent et al., 2013). Se debe considerar que estos límites no son absolutos, ya que existen variaciones entre sitios contaminados y poblaciones vegetales (Reeves et al., 2018).

El Ni fue el primer elemento en identificarse como capaz de ser hiperacumulado por las plantas, por lo mismo existen 523 especies vegetales que se encuentran vinculadas a él. Le sigue el Cu con 53 especies, Zn con 20, el Pb con 8, el Cd con 7 y el Cr con 1 sola especie (Reeves et al., 2017).

Tabla 5. Umbrales de concentración en los tejidos vegetativos de las plantas hiperacumuladoras, familia-especie representativa y registros mundiales de ellas para los elementos de interés Cu, Ni, Zn, Pb, Cd y Cr (Rakshit et al., 2021).

Elemento	Umbral $\left[\frac{\mu g}{g}\right]$	Familia - especie	Registro mundial
Cobre (Cu)	> 300 (van der Ent et al., 2013; González et al., 2019)	<i>Asteraceae</i> – <i>Anisopappus davyi</i> (Reeves & Baker, 2000)	África Central (Reeves et al., 2017)
		<i>Lamiaceae</i> – <i>Aeolanthus biformifolius</i> (Reeves & Baker, 2000; Reeves et al., 2017)	África Central (Reeves et al., 2017)
Níquel (Ni)	> 1000 van der Ent et al., 2013; Reeves et al., 2017; Reeves et al., 2018) > 10000 (Reeves & Baker, 2000)	<i>Brassicaceae</i> – <i>Alyssum Bertolonii</i> (Reeves & Baker, 2000; Li et al., 2003; Pollard et al., 2014)	Europa mediterránea, Turquía, Armenia, Irak, Siria, Irán, Cáucaso (Reeves & Baker, 2000; Pollard et al., 2014)
		<i>Brassicaceae</i> – <i>Noccaea caerulescens (thlaspi)</i> (Reeves & Baker, 2000; Li et al., 2003; Pollard et al., 2014)	Europa Central, Grecia, Turquía, Japón, USA (Reeves & Baker, 2000), Polonia y Balcanes (Pollard et al., 2014)

Zinc (Zn)	> 3000 (van der Ent et al., 2013; Reeves et al., 2017) > 10000 (Baker & Brooks, 1989)	<i>Brassicaceae</i> – <i>Arabidopsis halleri</i> (Pollard et al., 2014)	Montañas del centro de Europa hasta el Suroeste de los Alpes (Pollard et al., 2014), China (Reeves et al., 2017)
		<i>Brassicaceae</i> – <i>Nocca caerulescens (thlaspi)</i> (Reeves & Baker, 2000; Reeves et al., 2017; Srivastava et al., 2019)	Europa occidental y central (Reeves & Baker, 2000), Alemania (Chaney et al., 2014), Polonia y Balcanes (Pollard et al., 2014)
Plomo (Pb)	> 1000 (Rotkittikhun et al., 2006; Mohtadi et al., 2012; van der Ent et al., 2013; Reeves et al., 2017)	<i>Brassicaceae</i> – <i>Nocca caerulescens (thlaspi)</i> (Ali et al., 2013; Reeves et al., 2017)	Europa occidental y central (Reeves & Baker, 2000; Reeves et al., 2017)
		<i>Poaceae</i> – <i>Agrostis tenuis</i> (Reeves & Baker, 2000)	Reino Unido (Reeves & Baker, 2000)
Cadmio (Cd)	> 100 (McGrath et al., 1994; van der Ent et al., 2013; Reeves et al., 2017; Reeves et al., 2018; Srivastava et al., 2019)	<i>Brassicaceae</i> – <i>Nocca caerulescens (thlaspi)</i> (Lombi et al., 2001; van der Ent et al., 2013)	Europa occidental y central (Reeves & Baker, 2000), Francia (Chaney et al., 2014), Polonia y Balcanes (Pollard et al., 2014)
		<i>Brassicaceae</i> – <i>Arabidopsis halleri</i> (Bert et al., 2002; Reeves et al., 2017)	Montañas del centro de Europa hasta el Suroeste de los Alpes (Pollard et al., 2014), China (Reeves et al., 2017)
Cromo (Cr)	1-30 (Reeves , 2018) > 300 (Baker & Brooks, 1989; van der Ent et al., 2013)	<i>Poáceae</i> – <i>Leersia hexandra</i> (Zhang et al., 2007)	Sur de China (Zhang, y otros, 2007)

		<i>Poáceae</i> – <i>Spartina argentinensis</i> (Redondo et al., 2011)	Región Chaco Pampeada de Argentina (Redondo et al., 2011)
--	--	---	---

Se puede visualizar que los metales más simples de absorber y con mayor biodisponibilidad para las plantas son normalmente los micronutrientes como el Ni y Zn, por lo que sus concentraciones son más altas que los que no generan ningún beneficio como el Pb. Las excepciones son Cr y Cu, ya que el primer oligoelemento prácticamente no se encuentra disponible y el segundo, provoca toxicidad a concentraciones más bajas. Por otro lado, el Cd a pesar de no tener una función biológica, sí presenta mayor absorción (Valdés & Balbín, 2008).

Para una fitoextracción eficiente, se requiere que las especies cumplan con ciertas características como (Llugany et al., 2007; Srivastava et al., 2019):

- i) Elevada producción de biomasa aérea para mayor acumulación y eliminación de metales.
- ii) Elevada capacidad y tasa de absorción de metales a través de las raíces.
- iii) Elevado nivel de transporte del contaminante desde la raíces a los brotes para facilitar la cosecha como técnica agrícola tradicional.
- iv) Elevada capacidad de acumulación y resistencia a altas concentraciones de metales.

Sin embargo, la mayoría de las plantas hiperacumuladoras de metales presentan una producción de biomasa y tasa de crecimiento baja, ya que usan su energía para el procesamiento de los contaminantes en su interior, pudiendo exceder hasta el valor del 1% del peso seco de la planta (EPA, 2000; Kabata Pendias, 2000; Llugany et al., 2007), ya que, si logran una gran producción de masa de forma rápida, es usual que para compensar, no puedan ser tolerantes a las altas concentraciones de metales pesados. A pesar de ello, se han encontrado excepciones donde estas características no son excluyentes una con la otra (Barceló & Poschenrieder, 2003).

Sumado a lo anterior, el potencial de emplear este tipo de vegetación en el saneamiento de suelos contaminados o de residuos mineros como se propone en esta memoria, se ve limitado por razones como (Cunningham et al., 1995; Marrero et al., 2012; Srivastava et al., 2019):

- En general, suelen acumular sólo un elemento en específico.
- No se han descubierto especies para todos los elementos de interés.
- No existe suficiente conocimiento sobre sus características agronómicas de cultivo, gestión de plagas, etc.
- Suelen crecer en regiones remotas, son sensibles a las condiciones climáticas y a las características de la superficie en la que se encuentran. Su entorno tiene condiciones muy particulares que pueden ser difícilmente reproducibles.

2.5.1.2. Flora endémica y nativa

Para poder remediar con mayor éxito entornos que están bajo condiciones extremas de contaminación como ocurre con los relaves mineros, se requieren plantas que tengan la capacidad para adaptarse a múltiples factores de estrés y a las condiciones climáticas del lugar contaminado que se va a tratar, como, por ejemplo, las especies endémicas y nativas.

Las endémicas son de ambientes y usos más restringidos, debido a que se distribuyen de manera natural y única en su lugar de origen, ya sea un continente, país, región o zona en particular (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, 2020). Para la especie nativa, se amplía la distribución geográfica, ya que, si bien igualmente se encuentra de forma natural en su lugar de procedencia, de manera adicional puede lograr adaptarse a convivir naturalmente con el clima y ecosistema de otras localidades después de un largo proceso de adaptación (World Wild Life, 2021).

América Latina a pesar de tener una creciente actividad minera, ha registrado pocas especies tolerantes e hiperacumuladoras, comparándola con América del Norte, Oceanía, Asia, Europa y África, sin embargo, se puede explicar principalmente por la falta de estudios científicos de la vegetación autóctona y no por una ausencia comprobada (Ginocchio & Baker, 2004).

Los lugares donde se desarrollan las especies hiperacumuladoras generalmente son remotos y de condiciones muy particulares. Sin embargo, en algunas partes del mundo, como en Chile, no se han encontrado familias de hiperacumuladoras asociadas a especies nativas y/o endémicas de los metales en estudio: Cu, Ni, Zn, Pb, Cd y Cr (Ginocchio et al., 2002). Esto sorprende, ya que Chile recientemente ha sido clasificado en el grupo de zonas con mayor biodiversidad del mundo, debido a que presenta un clima tipo mediterráneo y desiertos de lluvias invernales (Ginocchio & Baker, 2004). Por lo anterior, es que se busca investigar y trabajar con vegetación nativa o endémica que sea tolerante y no necesariamente hiperacumuladora.

Se debe considerar que los factores antropogénicos como la actividad minera, pueden amenazar el hábitat de muchas plantas hiperacumuladoras lo que genera la posibilidad de extinguirlas sin antes poder ser identificadas (Ginocchio & Baker, 2004; Reeves et al., 2018).

Se intenta compensar la ausencia de las plantas hiperacumuladoras, por otras que absorban metales en menor grado, tales como las tolerantes, acumuladoras o simplemente por otras especies que lo hagan en niveles normales, pero que presenten un rápido crecimiento de biomasa y una capacidad para extraer, absorber y traslocar elementos metálicos en cantidades no muy altas, pero suficientes para obtener mayor acumulación y posterior eliminación de contaminantes por gramo de planta (Robinson et al., 1998; Tlustoš et al., 2006; Deram et al., 2007).

A pesar de lo anterior, existen fuentes que indican que la hiperacumulación y la hipertolerancia son más económicas y de fácil manejo que una mayor producción de biomasa, tanto por la rentabilidad de recuperar metales (fitominería), como por una eliminación segura de menores volúmenes de cosecha (Chaney et al., 1997; Ali et al., 2013).

2.5.2. Fitoestabilización

La fitoestabilización es una técnica que utiliza el sistema radicular o de raíces de las plantas para limitar la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo, estabilizando

el sistema. Esto se logra con ayuda de plantas tolerantes y/o exclusoras, las cuales para sobrevivir deben restringir la traslocación del metal desde la zona de las raíces a las partes aéreas, mediante la absorción y acumulación de contaminantes por las raíces, así como la adsorción y/o precipitación de complejos metálicos en las raíces o su alrededor (rizosfera) (Hinchman et al., 1995; Sepúlveda & Trejo, 2002). Lo anterior, permite una baja concentración de contaminantes en sus hojas (González et al., 2020).

Se debe tener en cuenta que, la fitoestabilización no es un mecanismo de eliminación del contaminante, ya que lo que hace es reducir su movilidad y convertirlo a formas que no estén fitodisponibles como para producir algún efecto desfavorable en las plantas, animales u organismos que se encuentren en el suelo (Chaney et al., 2014). Este método no es una solución permanente, sino, una estrategia de estabilización y gestión (Vangronsveld et al., 2009), ya que el elemento contaminante queda en el suelo, es decir, sólo se limita su movimiento para evitar la migración en el suelo, aguas subterráneas o en la cadena alimentaria, por lo que puede requerir mantenimiento durante mucho tiempo (Lam et al., 2020).

Las raíces de las plantas captan el metal desde la porción de suelo más próximo en el que crecen y son capaces de desarrollar mecanismos para adaptarse a los cambios que pueda haber en este. Además, las raíces pueden trasladar grandes cantidades de solución del entorno a su estructura y hacer que los contaminantes presentes en el agua del suelo sean absorbidos, acumulados, adsorbidos, precipitados y/o metabolizados en la parte inferior de la planta (Bajpai & Gauba, 2018). Por otro lado, la baja concentración de metales en los tejidos aéreos elimina la necesidad de tratar el cultivo como residuo peligroso (Lam et al., 2020).

En la Ilustración 3 se puede apreciar la diferencia entre ambas tecnologías.

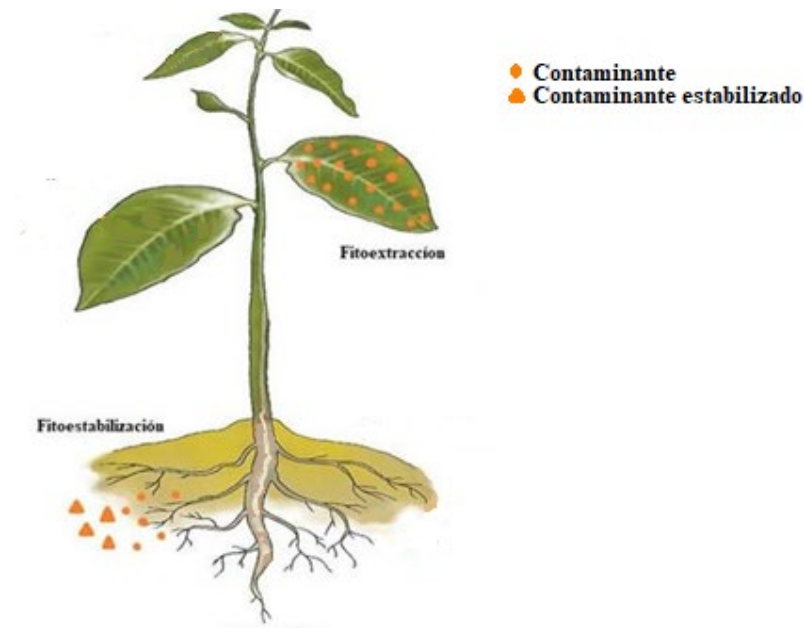


Ilustración 3. Representación de los métodos de fitoextracción y fitoestabilización (González, 2017).

2.5.3. Factores empleados para evaluar la técnica de fitorremediación

Existen factores que se utilizan para evaluar la viabilidad, el potencial y la eficiencia de la fitorremediación de una especie vegetal, ya sea para detectar plantas hiperacumuladoras para fitoextracción o exclusoras para la fitoestabilización de metales pesados (Mishra & Pandey, 2019; Ali et al., 2013).

2.5.3.1. Factor de Traslocación (FT)

El factor o también llamado índice de traslocación, es una medida de distribución del transporte interno de un metal acumulado desde las raíces a los brotes de la planta, y expresa la capacidad de traslocar de la especie vegetal, midiendo la concentración de metales pesados en los tejidos aéreos (ramas, hojas, frutos, semillas), respecto a la concentración de ellos en la raíz. El FT se calcula mediante (Huang & Cunningham, 1996; Sun et al., 2016):

$$\text{Factor de Traslocación (FT)} = \frac{[C_{\text{brotes}}]}{[C_{\text{raíz}}]}$$

Donde

C_{brotes} : concentración del metal pesado en los tejidos aéreos $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$.

$C_{\text{raíz}}$: concentración del metal en las raíces $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$.

Cuando el $FT > 1$, la planta es capaz de traslocar los metales eficazmente desde la raíz y acumularlos en la parte aérea, pudiendo ser una buena candidata con potencial éxito para la fitoextracción (Baker & Brooks, 1989). Para el caso de las especies hiperacumuladoras, este factor suele ser mucho mayor que 1 (Chávez et al., 2017).

2.5.3.2. Factor de Bioconcentración (FBC)

El factor de bioconcentración muestra la relación entre el contenido de metal pesado acumulado en los tejidos o estructura de la planta (generalmente en las raíces), y el contenido de ese metal en el suelo, es decir, representa la capacidad que tiene el tejido vegetal para absorber metales tóxicos desde el entorno. El FBC se calcula según (Baker et al., 1981) (Salt et al., 1995; Ma et al., 2001; Yoon et al., 2006; Yadav et al., 2022):

$$\text{Factor de Bioconcentración (FBC)} = \frac{[C_{\text{raíz}}]}{[C_{\text{suelo}}]}$$

Donde

$C_{\text{raíz}}$: concentración de metal pesado en las raíces $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$.

C_{suelo} : concentración inicial del mismo metal en el suelo $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$ (Peijnenburg & Jager, 2003; Karami et al., 2011).

Si el $FBC > 1$ indica que una determinada especie de planta está acumulando más metal en sus raíces que lo que está presente en el suelo circundante, lo que se traduce en un potencial éxito para la fitoestabilización (Misra et al., 2009).

Relacionando ambos factores se concluye que, es importante evaluar el sistema de fitorremediación considerando el análisis de FBC y el FT en conjunto. Por lo anterior, en la Tabla 6 se presenta un esquema resumen que pretende clasificar las plantas según los valores

combinados de ambos factores (Abreu et al., 2008; Prasad & Freitas, 2003; Mahdavian et al., 2017; Yadav et al., 2022).

Tabla 6. Criterios de clasificación de plantas por su comportamiento en la acumulación de metales pesados, basados en el factor de traslocación (FT) y factor de bioconcentración (FBC). Elaboración propia.

Factores	$FBC > 1$	$FBC < 1$
$FT > 1$	- Planta acumuladora (necesariamente tolerante) y traslocadora. - Para $FT \gg 1$, planta hiperacumuladora. - Apta para técnica de fitoextracción (óptima).	- Planta tolerante (no necesariamente acumuladora) y traslocadora. - Apta para técnica de fitoextracción (no óptima).
$FT < 1$	- Planta tolerante (no acumuladora) y exclusora. - Apta para técnica de fitoestabilización (óptima).	- Planta con baja o nula tolerancia. - No apta para fitoextracción y fitoestabilización.

Cabe mencionar que, para evaluar de forma aún más exacta el comportamiento de una planta respecto a su acumulación, es conveniente diferenciar entre suelo y residuos mineros, esto con el objetivo de obtener una correcta interpretación y extrapolación de los resultados y conclusiones.

2.5.3.3. Eficiencia de Extracción (EE)

Es un parámetro que permite evaluar el grado de eficacia o éxito del proceso de fitorremediación, es decir, es el porcentaje de eliminación del metal en el suelo o sustrato por parte de las plantas presentes en el área tratada. Este valor compara las concentraciones de los contaminantes antes y después de aplicada la fitorremediación y se calcula mediante:

$$\text{Eficiencia de Extracción (EE)} = \left(\frac{[C_i] - [C_f]}{[C_i]} \right) \cdot 100\%$$

Donde

C_i : concentración inicial de metal pesado en el suelo o residuo $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$.

C_f : concentración final del mismo metal pesado en el suelo o residuo $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$.

Es importante destacar que, todas las concentraciones de metales se definen en función de la masa seca del suelo o sustrato, así como de la masa seca de la planta.

2.5.4. *Fitorremediación asistida*

La aplicación de la fitorremediación se encuentra limitada por varios factores, entre ellos, el tiempo prolongado que requiere, el ciclo biológico de las plantas, la concentración y biodisponibilidad de metales pesados en los suelos contaminados o desechos mineros. Debido a lo anterior, existe la necesidad de encontrar estrategias viables para superar las limitaciones y aumentar el rendimiento del proceso. Algunos tipos de asistencia incluyen la aplicación de microorganismos que promueven el crecimiento de las plantas (bacterias y hongos); la aplicación de un campo eléctrico, conocida como electro-fitorremediación; uso de plantas transgénicas; aplicación de nanopartículas (fito-nanorremediación); adición de agentes quelantes, entre otros (Gavrilescu, 2022). A continuación, se describen brevemente estas mejoras.

- **Aplicación de microorganismos:** Esta estrategia busca acelerar la fitorremediación al añadir al suelo microorganismos tolerantes a los metales pesados, como bacterias y hongos micorrízicos. Estos se aplican al suelo adyacente al sistema radicular de las plantas, con el objetivo de establecer un crecimiento sinérgico que beneficie a ambas partes. Los microorganismos apoyan el desarrollo y crecimiento de las plantas, ya que aumentan la disponibilidad de nutrientes y degradan o transforman compuestos fitotóxicos, aliviando el estrés en ambientes contaminados, potenciando así su capacidad para remediar suelos. Al mismo tiempo, los hongos y bacterias interactúan en la superficie y al interior de las raíces de las plantas, para favorecerse de las sustancias útiles que son exudadas por las raíces (Gavrilescu, 2022; Chávez & González, 2017).

- **Aplicación de un campo eléctrico (electro-fitorremediación):** Esta técnica busca reducir los contaminantes presentes en el suelo a través de la aplicación de un potencial eléctrico en suelos contaminados, sobre todo en profundidad. Para generar esta diferencia, se requiere el empleo de electrodos (ánodo y cátodo), los cuales se insertan en pozos excavados cerca de la rizosfera. El campo eléctrico establece una migración dirigida de los elementos para evitar su dispersión fuera del área de tratamiento (Pérez et al., 2007).
- **Uso de plantas transgénicas:** Esta estrategia emplea plantas que han sido genéticamente modificadas al aumentar la actividad de genes específicos para mejorar su capacidad de absorción, acumulación y desintoxicación de contaminantes presentes en el suelo. La ingeniería genética permite introducir y sobreexpresar genes específicos que codifican proteínas o enzimas que ayudan a metabolizar o estabilizar los contaminantes. Además, estas plantas pueden ser diseñadas para ser más resistentes y con mayor adaptabilidad a las condiciones adversas que presentan los suelos contaminados, asegurando un crecimiento óptimo y una fitorremediación efectiva. De esta manera, las plantas transgénicas que contienen genes de microbios, plantas y animales, tienen una mejor capacidad para lidiar con los efectos fitotóxicos de los contaminantes (Malik et al., 2021; Gavrilescu, 2022).

Aplicación de nanopartículas (fito-nanorremediación): Esta técnica utiliza nanopartículas (NPs) para degradar y reducir la presencia de metales tóxicos en el suelo. La eficiencia de este proceso se debe a las características distintivas de las NPs, como, por ejemplo, una gran área de superficie de contacto (relación superficie/volumen), tamaño reducido y alta reactividad. Estas propiedades permiten que, al interactuar con el contaminante, el nanomaterial puede penetrar y absorberlo eficientemente, facilitando su transformación y desintoxicación, ya sea reduciendo su valencia tóxica o catalizando su degradación. Además, la fito-nanorremediación puede reducir el tiempo de limpieza y aumentar la efectividad de remediación a largo plazo (Kumar et al., 2021; Ahmed et al., 2021).

- **Aplicación de agentes quelantes y surfactantes:** Esta técnica consiste en la adición de compuestos químicos al suelo, con el objetivo de mejorar la capacidad extractiva de las plantas con respecto a los metales pesados presentes en el suelo. El uso de agentes quelantes permite aumentar la solubilidad de estos contaminantes al formar complejos fuertes y estables con los metales, característica dada por su elevada constante de estabilidad en la formación del ligando. Esta propiedad potencia la movilidad de los contaminantes y facilita su absorción por parte de las plantas. Uno de los agentes complejantes más utilizado es el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) (Gavrilescu, 2022). Por otro lado, están los surfactantes, también conocidos como agentes tensioactivos, los cuales tienen una actividad superficial o interfacial que les confiere propiedades emulsificantes y dispersantes. Estas características contribuyen a mejorar la biodisponibilidad de los contaminantes, ya que, los surfactantes logran reducir la tensión superficial entre el agua y los metales pesados del suelo, facilitando la formación de micelas, las cuales incrementan la solubilidad de los contaminantes, por ende, su extracción y absorción por las plantas. Además, los surfactantes pueden desestabilizar las interacciones entre los contaminantes y las partículas del suelo, permitiendo una mejor interacción planta-contaminante (Islas et al., 2010; Liu, et al., 2015).

Al seleccionar una estrategia para potenciar el proceso de fitorremediación, es importante considerar las ventajas y desventajas que presenta cada una, así como su eficacia comprobada. Además, se deben tener en cuenta los efectos sobre la biomasa, absorción y traslocación de metales, compatibilidad biológica, medio ambiente, lixiviación, costo y tiempo, aceptación pública, viabilidad técnica y económica, etc. Lo anterior, con el objetivo de obtener un balance entre todos estos factores. Cabe destacar, que la elección adecuada de enmiendas, sustancias químicas, especies y dosis, ayuda no sólo a optimizar el proceso y reducir efectos adversos, sino que también para lograr establecer un sistema sostenible y efectivo en el tiempo.

2.6. Adición de compuestos químicos a la matriz de sustrato que afectan el proceso de fitorremediación

Una manera de mejorar la eficiencia de fitorremediación y disminuir el tiempo de recuperación de áreas contaminadas, es mediante la adición de compuestos químicos que actúan como extractantes del suelo, eliminando los factores que limitan la fitorremediación de un metal pesado. Estos compuestos químicos actúan formando ligandos, es decir, proporcionan un sitio específico de unión o atracción de cargas para formar complejos “metal-quelante” que son solubles e intercambiables en agua, permitiendo que los elementos metálicos se movilicen, aumentando su biodisponibilidad y absorción por parte de las plantas (Sarkar et al., 2008; Flora et al., 2009; Ramamurthy & Memarian, 2012). Esta memoria se enfoca en el estudio de dos familias de compuestos, los agentes quelantes y los surfactantes.

Los agentes quelantes se dividen en dos categorías principales según su estructura química. El primer grupo lo componen los ácidos amino-policarboxílicos (APCAs), conformados por compuestos como el ácido nitrilotriacético (NTA), ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), ácido etilendiaminodisuccínico (EDDS), ácido N, N-bis(carboxímetil)-glutámico (GLDA), etc. El segundo grupo, abarca a los ácidos orgánicos de bajo peso molecular (LMWOAs), tales como ácido cítrico (CA), ácido oxálico (OA), ácido succínico (SA), entre otros (Bucheli & Egli, 2001; Egli, 2001).

Dentro de los APCAs se diferencian aquellos compuestos que son biodegradables y los que no lo son (Pinto et al., 2014). Por otro lado, los LMWOAs, son generalmente biodegradables (Duquène et al., 2008; Huang et al., 2020).

Los surfactantes que son de particular interés en este estudio son los tensioactivos iónicos, debido a que poseen en su estructura una parte que es soluble en agua (hidrófila) y otra parte insoluble (hidrófoba). Esta combinación, les confiere la capacidad de modificar la tensión superficial del agua y facilitar la formación de emulsiones, siendo útiles en una gran cantidad de aplicaciones industriales. Dependiendo de la carga eléctrica de la parte hidrófila, los tensioactivos se pueden dividir en cuatro categorías: aniónicos (con carga negativa),

catiónicos (con carga positiva), anfóteros (con ambas cargas) y no iónicos (sin carga) (Pletnev, 2001).

Esta memoria se centrará en el uso de dos compuestos químicos empleados para la extracción de metales pesados en la fitorremediación: el ácido etilendiaminotetraacético (EDTA), conocido agente quelante sintético el cual pertenece al grupo de los APCA's, y el dodecilsulfato de sodio (SDS), un surfactante aniónico.

2.6.1. Uso de agentes quelantes

2.6.1.1. EDTA y SDS

El ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) es un agente quelante sintético altamente eficiente, capaz de formar complejos estables con la mayoría de los iones metálicos, conocidos como quelatos, los cuales pueden ser absorbidos por una gran variedad de plantas (Shahid et al., 2014; You et al., 2022). Debido a que estas propiedades permiten aumentar el rendimiento de la fitoextracción de contaminantes, su uso en la movilización de contaminantes metálicos se ha ampliado en las últimas décadas (Martínez & Motto, 2000; Chen et al., 2004; Tandy et al., 2004). No obstante, la estructura del EDTA provoca la persistencia de este compuesto en el medioambiente, lo que lo convierte en una sustancia no biodegradable y, por ende, en un riesgo potencial para la ecología y salud humana (Udovic & Lestan, 2012; Shinta & Zaman, 2021).

El dodecilsulfato de sodio (SDS) es un importante tensioactivo aniónico, el cual destaca por su proceso de síntesis simplificado y su biodegradabilidad (Almeida et al., 2009). Ha ganado reconocimiento como compuesto económico de detergentes debido a su bajo costo de producción (Pierattini et al, 2018). Además, el SDS se utiliza para mejorar la desorción de los metales pesados del suelo y su solubilidad en suelos contaminados, aumentando de esta forma la biodisponibilidad para las plantas en el proceso de fitorremediación (Liu et al., 2008; Ramamurthy et al., 2008; Almeida et al., 2009). La carga negativa que posee la estructura del SDS, le confiere estabilidad cuando se asocia con cationes, los cuales son elementos con carga positiva, como los metales en estudio Cu, Ni, Zn, Cr, Pb y Cd (Orgel, 1963).

Cabe destacar que, a diferencia de los agentes quelantes, los surfactantes no establecen enlaces químicos fuertes con los iones metálicos, sino que, interactúan con ellos principalmente a nivel físico, facilitando su dispersión y movilidad en soluciones (Kosswig, 2012).

Ambas estructuras químicas se presentan en la Ilustración 4 e Ilustración 5, junto con la respectiva unión de átomos de oxígeno con carga negativa y metales M^{2+} (Cd^{2+} , Pb^{2+} , etc.)

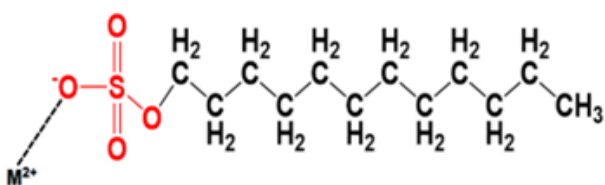


Ilustración 4. Estructura química de SDS y unión con metales M^{2+} (Hasan, y otros, 2019)

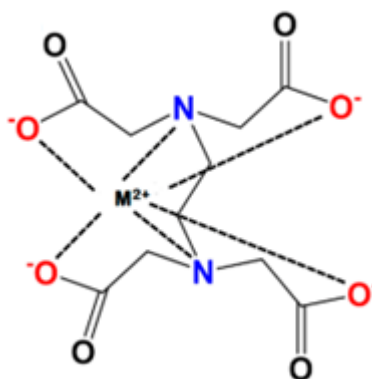


Ilustración 5. Estructura química de EDTA y unión con metales M^{2+} (Hasan, y otros, 2019)

Para simplificar la terminología, a partir de este punto se usa el término “agentes quelantes” para hacer referencia tanto al EDTA, como el SDS.

2.6.1.2. Resumen de investigaciones sobre fitorremediación con EDTA y SDS en relaves mineros y suelos contaminados

Los residuos mineros, principalmente los relaves, se han convertido en un problema a escala global debido a que se estima que existen aproximadamente un millón de minas abandonadas en todo el mundo, lo que convierte su restauración ecológica en una tarea impostergable (Coelho et al., 2011). Generalmente, estos desechos se consideran una materia prima con bajo o nulo valor económico, por ende, los costos asociados a su remediación dependen del método utilizado.

Varios estudios han demostrado que los desechos de minas, y en particular los relaves, presentan características fisicoquímicas desfavorables para la aplicación de tecnologías como la fitorremediación. Algunas características son, concentraciones excesivas de elementos metálicos, pH extremadamente ácido o alcalino, baja capacidad de retención de agua y un nivel reducido de materia orgánica y nutrientes. A pesar de estas limitaciones, se ha identificado el uso de plantas y la revegetación de estos estériles mineros como un método eficaz, rentable y respetuoso para reducir el riesgo ambiental. Por lo tanto, resulta esencial mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del residuo previo a la aplicación de la fitorremediación (Wang et al., 2017; Sun, et al., 2018; Jakovljević, 2021). El objetivo es lograr un crecimiento autosostenido de las plantas en el tiempo, mediante la adición de nutrientes, enmiendas orgánicas y/o agentes quelantes (Gil et al., 2016; Lam et al., 2017).

La mayoría de los estudios e investigaciones encontrados en la literatura se centran en la aplicación de la tecnología en suelos altamente contaminados, en lugar de su aplicación en relaves. Por esta razón, se presentan de igual manera en este informe, con el fin de tener mayores referencias respecto del uso de este tipo de fitorremediación asistida.

A continuación, en la Tabla 7, se resumen investigaciones relevantes para este estudio, la cual incluye información y resultados claves en la aplicación de la fitorremediación en contextos similares.

Tabla 7. Tabla resumen de investigaciones sobre fitorremediación. Elaboración propia.

Especie de planta	Metal extraído	Tipo de suelo	Agente extractante	Aplicación de agentes quelantes $\left[\frac{mmol}{kg}\right]$	Parámetros óptimos con respecto al control				Referencia
					Biomasa seca	FT	FBC	%EE	
<i>Iris halophila</i>	Pb, Cu, Cd, Zn	Relave de mina de Pb	EDTA	0,5 y 2,0	- Subterránea disminuye en un 5%. - Aérea disminuye en un 10%.	- Pb aumenta en un 37%. - Cu aumenta en un 22%. - Cd disminuye en un 10%. - Zn aumenta en un 15%. Todos los FT se mantienen < 1.	-	-	(Han et al., 2018)
<i>Pelargonium hortorum</i>	Pb, Cd	Contaminado artificialmente	EDTA	[0,0 – 5,0]	- Pb disminuye en un 39%. - Cd disminuye en un 42%.	- Pb disminuye en un 32%. - Cd aumenta en un 100%.	- Pb aumenta en un 850%. Pasa de <1 a >1. - Cd aumenta en un 100%. Se mantiene >1.	-	(Gul et al., 2019)
<i>Pelargonium zonale</i>					- Pb disminuye en un 48%. - Cd disminuye en un 61%.	- Pb disminuye en un 36%. - Cd aumenta en un 57%.	- Pb aumenta en un 750%. Pasa de <1 a >1. - Cd aumenta en un 189%. Se mantiene en >1.	-	

						Todos los FT en ambas especies se mantienen > 1.			
<i>Indocalamus decorus</i>	Pb	Contaminado artificialmente	EDTA	4,0	- Subterránea disminuye en un 9%. - Aérea disminuye en un 4%.	- Aumenta en un 450%. Se mantiene <1.	- Mismo valor. Se mantiene <1.	-	(Yang et al., 2022)
<i>Sedum alfredii</i>	Cd	Contaminado artificialmente	EDTA	0,1	- Subterránea mismo valor. - Aérea disminuye en un 39%.	-	-	-	(Dou et al., 2019)
<i>Typha latifolia</i>	Pb, Cu, Zn	Contaminado por minería de oro	EDTA	3,3	- Disminuye en un 15%.	- Pb aumenta en 148%. Pasa de <1 a >1. - Cu aumenta en un 157%. Se mantiene <1. - Zn disminuye en un 51%. Pasa de >1 a <1.	- Pb aumenta en un 23%. - Cu disminuye en un 95%. - Zn aumenta en un 84%.	- Pb se mantiene. - Cu aumenta levemente. - Zn disminuye levemente.	(Anning & Akoto, 2018)
					- Disminuye en un 14%	- Pb aumenta en un 28%. Se mantiene <1. - Cu disminuye en	- Pb disminuye en un 68%. - Cu aumenta en un 603%.	- Pb se mantiene. - Cu disminuye levemente. - Zn aumenta levemente.	

<i>Chrysopogon zizanioides</i>						un 14%. Pasa de >1 a <1. - Zn aumenta en un 102%. Pasa de <1 a >1.	- Zn aumenta en un 309%.		
							Todos los FBC en ambas especies se mantienen > 1.	Todos los %EE en ambas especies son > 80%, a excepción del Pb en <i>Typha latifolia</i> que se mantiene con un valor > 60%.	
<i>Brassica juncea</i>	Cd, Zn	Contaminado por emisiones de fundiciones	EDTA	5,0 y 10,0	- Subterránea se mantiene. - Aérea disminuye en un 18%.	- Cd aumenta en un 30%. Pasa de <1 a >1. - Zn aumenta en un 9%. Se mantiene <1.	- Para brotes Cd aumenta en un 118%. Pasa de <1 a >1. - Para brotes Zn aumenta en un 157%. Se mantiene <1.	-	(Di Guo et al, 2019)
<i>Pelargonium hortorum</i>	Pb	Contaminado artificialmente	EDTA	[0,0 – 5,0]	- Disminuye en un 8%.	- Disminuye en un 56%. Se mantiene >1.	- Aumenta en un 11%. Se mantiene >1.	-	(Gul et al., 2020)
<i>Atriplex lentiformis</i>	Cd	Contaminado por aguas residuales	EDTA	[0,0 – 3,0]	- Subterráneo disminuye en un 8%. - Aérea disminuye en un 8%.	- Aumenta en un 21%. Se mantiene <1.	- Aumenta en un 40%. Se mantiene >1.	- Aumenta en un 63%.	(Eissa, 2017)

<i>Brassica napus (con-II)</i>	Ni	Contaminado artificialmente	EDTA	1,5	- Aumenta en un 13%	-	-	-	(Nawaz et al. 2022)
<i>Brassica napus (Oscar)</i>					- Aumenta en un 36%				
<i>Calendula officinalis L</i>	Cd	Contaminado artificialmente	EDTA, SDS, EDTA + SDS	[0,5 – 2,0] de SDS y 1,0 de EDTA	- Aérea aumenta en un 50%.	- Aumenta en un 175%. Se mantiene <1.	- Para brotes aumenta en un 177%. Se mantiene >1.	-	(Liu et al., 2010)
<i>Calendula officinalis L</i>	Cd	Contaminado artificialmente	SDS	[0,5 – 2,0]	- Subterránea disminuye en un 1%. - Aérea aumenta en un 28%.	- Disminuye en un 19%. Se mantiene <1.	-	-	(Liu et al., 2008)
<i>Althaea rosea</i>					- Subterránea disminuye en un 45% - Aérea aumenta en un 11%.	- Aumenta en un 84%. Se mantiene >1.			
<i>Althaea rosea</i>	Cd	Contaminado artificialmente	EDTA, SDS	[0,5 – 2,0] de SDS y 1,0 de EDTA	- Aérea aumenta en un 25%.	- Aumenta en un 103%. Pasa de <1 a >1.	- Aumenta en un 5%. Se mantiene >1.	-	(Liu et al., 2009)
<i>Corchorus capsularis L</i>	Cu	Contaminado artificialmente	EDTA	3,0	- Aumenta en un 24%.	- Aumenta en un 13%. Se mantiene <1.	- Aumenta en un 26%. Se mantiene <1.	-	(Saleem et al., 2020)
					- Disminuye en un 22%	- Zn aumenta en un 2281%. Pasa de <1 a >>1. - Cd aumenta en un 8405%.	- Zn disminuye en un 33%. Se mantiene >1. - Cd disminuye en		(Ali et al., 2016)

<i>Tagetes sp</i>	Zn, Cd, Pb	Contaminado artificialmente	EDTA	[5,0 – 15,0]		Pasa de >1 a >>1. - Pb aumenta en un 8081%. Pasa de <<1 a >>1. - Cu aumenta en un 520%. Pasa de <1 a >1.	un 26%. Se mantiene >1. - Pb disminuye en un 75%. Se mantiene >1. - Cu disminuye en un 9%. Se mantiene >1.	-	
<i>Dahlia variabilis</i>	Cd, Pb	Contaminado artificialmente	EDTA, SDS	2,0 de SDS y 2,5 de EDTA	- Para Cd aumenta en un 67%. - Para Pb aumenta en un 122%.	- Cd aumenta en un 106%. Se mantiene <1. - Pb aumenta en un 181%. Se mantiene <1.	-	-	(Alzahrani et al., 2020)
<i>Populus alba L.</i>	Zn	Contaminado artificialmente	SDS	0,5	- Disminuye en un 13%.	- Disminuye en un 7%. Se mantiene <1.	-	-	(Pierattini et al., 2018)

Estos estudios son fundamentales para validar la técnica de fitorremediación asistida por compuestos químicos como el EDTA y SDS, y comprender que las estrategias de trabajo, incluyendo la cantidad, el tipo de agente y enmienda requerida, van a depender de la especie de planta y sus necesidades de crecimiento y tolerancia, el metal de interés y de las propiedades fisicoquímicas de los propios residuos o suelos contaminados (Mendez & Maier, 2008). Además, estas investigaciones sugieren que el uso de estos compuestos químicos puede ser complejo para un entorno contaminado con varios metales, particularmente cuando se trata de su aplicación a gran escala (Anning & Akoto, 2018). No obstante, es necesario llevar a cabo más ensayos de campo detallados, así como seguir su evolución en el mediano y largo plazo, con la finalidad de sistematizar la tecnología, documentar los aspectos relacionados con el tiempo y los costos para elaborar recomendaciones y lograr convencer tanto a los encargados de tomar decisiones, como a la ciudadanía en general, de que la fitorremediación es más conveniente y económica que otras tecnologías convencionales (Balkrishna et al., 2022).

CAPÍTULO III

3. ESTUDIO TÉCNICO

En este capítulo se presenta una propuesta a escala piloto para evaluar los efectos que tiene el uso del ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) y dodecil sulfato de sodio (SDS) en la fitorremediación de relaves mineros, utilizando especies nativas o endémicas de Chile. Los metales analizados son cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), zinc (Zn), plomo (Pb) y cadmio (Cd), y las especies seleccionadas *Solidago chilensis* Meyen y *Haplopappus foliosus* DC, las cuales ya han sido estudiadas anteriormente, obteniendo parámetros de fitorremediación que sirven para proponer un tratamiento potencialmente exitoso.

La actual propuesta trabaja con relaves mineros ubicados en la región de Coquimbo, una zona geográfica de particular interés ya que alberga el 50% del total de depósitos de relaves en el país, así como el 61% del total de los depósitos abandonados, según el último Catastro Nacional de Relaves presentado por el Servicio Nacional de Geología y Minería (Sernageomin, 2023).

La ciudad de Andacollo es una de las áreas urbanas que genera mayor preocupación, ya que se encuentra rodeada de tranques de relaves mineros abandonados e inactivos que contienen una alta concentración de metales y que cubren un área total de aproximadamente 78,54 ha (Alves et al., 2022). Las condiciones ambientales que caracterizan a esta región son sus bajas precipitaciones menores a 300 [mm] anuales, con periodos secos de 8 a 12 meses, suelos con muy bajo contenido de materia orgánica (<2%), un pH cercano a neutro, una baja fertilidad natural, condiciones de aridez, exposición a pleno sol y alta radiación (Pumahuida, 2019). En la imagen satelital de la Ilustración 6 se muestra y delimita con color verde el área considerada urbana de Andacollo.



Ilustración 6. Imagen satelital del mapa de Andacollo. Zona urbana delimitada con verde. Elaborado con Satellite Pro.

Este estudio se lleva a cabo in-situ en el tranque de relave “Indey 1” de la planta Indey, que según informa la base de datos geoquímica de Sernageomin se encuentra en estado de abandono (Sernageomin, 2022). La zona geográfica de la comuna de Andacollo y el relave Indey 1 delimitado con rojo se muestran en la Ilustración 7 e Ilustración 8.



Ilustración 7. Ubicación geográfica de la comuna de Andacollo y del tranque de relave Indey 1. Elaborado con Google Earth.

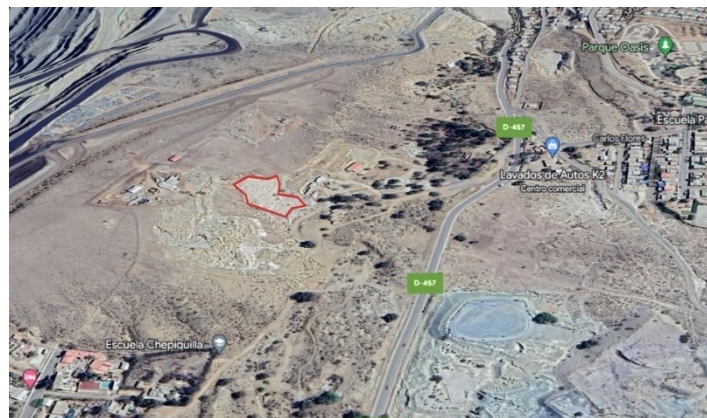


Ilustración 8. Vista 3D de la ubicación geográfica de comuna de Andacollo y el sitio de estudio Indey 1. Elaborado por Google Earth.

3.1. Selección del emplazamiento

Andacollo es una ciudad y comuna de la provincia del Elqui, situada en la región de Coquimbo, en la zona norte de Chile, que limita al norte con La Serena, al sur con Ovalle, al oeste con Coquimbo y al este con las comunas de Vicuña y Río Hurtado. Esta área posee una

superficie urbanizada de 310 [km²] y una población de 11.044 habitantes según datos del censo realizado el año 2017.

Se elige esta zona debido a su intensa actividad minera de extracción de cobre y oro, la cual es un pilar fundamental de la economía comunal. Además, posee numerosos depósitos de relaves antiguos, abandonados e inactivos en sus alrededores, lo que desencadena una serie de problemas relacionados con la contaminación ambiental y/o enfermedades producto del contacto con metales pesados, al no contar con medidas de control físico y químico (Corral et al., 2013; Parodi et al., 2022).

En la zona urbana de Andacollo hay un total de 108 depósitos de relaves instalados, siendo el tranque de relave “Indey 1” uno de los 54 depósitos que se encuentran ubicados en zonas susceptibles a inundaciones, debido a que la comuna se encuentra en la cuenca hidrográfica Quebrada del Arrayán, la cual es un área que destaca por tener un historial de inundaciones ocurridas en 1997, 2015, 2017 y 2020 (Parodi et al., 2022). Lo anterior, aumenta el riesgo de que los metales pesados sean arrastrados producto de erosiones de origen hidrológico, lo que puede provocar su propagación y la contaminación del agua y el suelo, contribuyendo la erosión eólica al transporte y dispersión de material sedimentario con altas concentraciones de elementos tóxicos. Además, este tranque presenta niveles de plomo y cobre que superan la norma de concentración máxima permitida EPA AP-42, según los datos publicados en el catastro geoquímico de depósitos de relaves del Sernageomin en el año 2023 (Alves et al., 2021).

El área de estudio se encuentra al interior de la región de Coquimbo, en zona precordillerana de altas temperaturas y limitadas cantidades de agua. Esta zona posee un clima estepa cálido y se caracteriza por ausencia de nubosidad, sequedad del aire y períodos de sequía recurrentes de 7 a 12 meses con ambientes secos y áridos. Las precipitaciones de esta zona geográfica son escasas e intensas de entre 250 y 350 [mm] anuales, encontrándose entre las de un clima árido (50-250 [mm/año]) y semiárido (250-500 [mm/año]) (Cortés et al., 2022).

El abandono de estos residuos en condiciones climáticas mediterráneas semiáridas ha conducido a la evaporación completa del agua en los relaves superiores, provocando que este

material fino y no cohesivo quede expuesto a fuerzas ambientales físicas y químicas (Santibañez et al., 2012).

3.1.1. Relave Indey

El relave Indey se encuentra al sur de la comuna y pertenece a un conjunto de relaves fragmentados por la erosión hídrica y eólica, denominados Indey 1, 2 y 3. Estos residuos mineros presentan gran cantidad de socavones de diferentes tamaños y contienen material sedimentario superficial muy fino. Este material sedimentario se encuentra compactado en el Indey 1, mientras que en el Indey 2 y 3 se encuentra más suelto, siendo identificados como inestables en comparación con otros depósitos que se encuentran próximos. Es importante mencionar que, todos estos residuos se encuentran a un radio menor a 3 kilómetros de viviendas y colegios (Alves et al., 2022). En la Ilustración 9 e Ilustración 10 se muestran fotografías de todos estos relaves y su delimitación aproximada.



Ilustración 9. Relave Indey 1 (derecha, rojo), relave Indey 2 y 3 (celeste). Elaboración propia en Google Earth.



Ilustración 10. Zona 1 como sitio de estudio en el relave Indey 1 (amarillo). Elaboración propia en Google Earth.

Se decide trabajar con el relave Indey 1 ya que se encuentra estructuralmente más estable, además, según el análisis geoquímico elaborado por el ministerio de minería presentado en la Tabla 8 y el análisis de las características fisicoquímicas elaborado por el ministerio de agricultura que se presenta en la Tabla 9, este residuo presenta altas concentraciones de

metales pesados como el Cu, Pb y Zn en la superficie, lo que aumenta su peligrosidad, sumado a que posee propiedades deficientes de materia orgánica y macronutrientes, en comparación a la referencia de los suelos naturales de la Región de Coquimbo.

Tabla 8. Concentraciones de metales en la superficie del relave Index 1 en [mg/kg] de relave (Ministerio de Minería, 2019).

Elementos metálicos	$\left[\frac{mg_{metales}}{kg_{relave}} \right]$
Cobre (Cu)	2473
Plomo (Pb)	1505
Zinc (Zn)	912
Cromo (Cr)	81
Molibdeno (Mo)	16
Níquel (Ni)	10
Cadmio (Cd)	4

Tabla 9. Características fisicoquímica generales de los relaves mineros presentes en la provincia del Elqui y rangos de referencia de suelos naturales de la Región de Coquimbo (Ginocchio et al., 2008; Ginocchio & León, 2011; Santibañez et al., 2012).

Característica	Valor y unidad	Referencia
pH	7,14 [-]	5 – 7,5 [-]
Densidad aparente (ρ)	1,8 [g/cm ³]	≤ 1 [g/cm ³]
Conductividad Eléctrica (CE)	5,19 [mS/cm]	< 3 [mS/cm]
Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	8,69 [meq/100 g]	12 - 15 [meq/100 g]
Materia Orgánica (MO)	0,21 [%]	0,4 – 3,0 [%]
Granulometría		
< 2 [μ m]	14 [%]	Sin información
2 - 50 [μ m]	42 [%]	Sin información
50 – 2000 [μ m]	44 [%]	Sin información
Macronutrientes disponibles		
N	7 [mg/kg]	Sin información
P	3 [mg/kg]	Sin información

K	48 [mg/kg]	Sin información
---	------------	-----------------

Este relave cuenta con un área total de 1729 [m²] que se encuentra delimitada con color rojo tanto en la Ilustración 9, como en la Ilustración 11 y abarca dos zonas que tienen una diferencia de altura en promedio de 7 metros. La parte más alta delimitada con color amarillo en la Ilustración 10, se escoge como sitio de estudio y se denomina “zona 1”, la cual corresponde al área donde se encuentra mayormente distribuido el metal pesado plomo, representando un 31.9% del área total (552 [m²]).

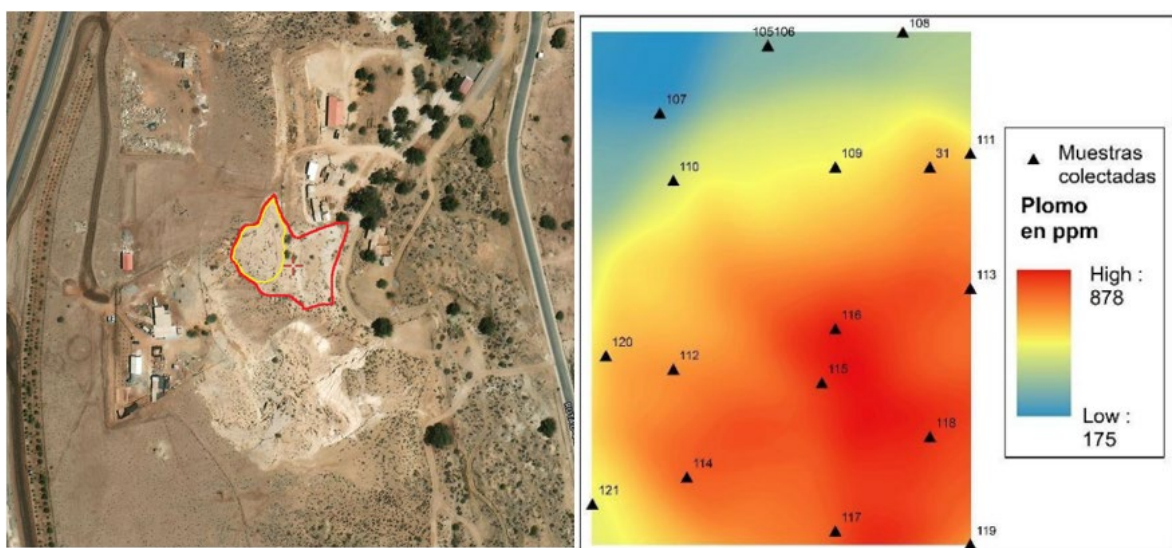


Ilustración 11. Vista del área total (lado izquierdo) y distribución de la concentración de Pb en la superficie (lado derecho) del relave Index 1. Adaptado de Alves et al., 2022.

3.2. Selección de metales de estudio

Con respecto a los metales de interés, al conocer sus concentraciones iniciales en el relave de estudio presentado en la Tabla 8 y compararlas con los valores referenciales de la normativa ambiental de países bajos de la Tabla 3, se observa que la concentración de Cu supera el valor de intervención (C) establecidos por la normativa con 2473[mg/kg] > 190 [mg/kg], al igual que Pb con 1505 [mg/kg] > 530 [mg/kg] y Zn con 912 [mg/kg] > 720 [mg/kg]. Es común que Cu, Pb y Zn se encuentren en forma conjunta en los minerales sulfurados (Ginocchio & León, 2011). En cambio, para Ni, Cd y Cr los valores están bajo los valores máximos deseables en suelos no contaminados con 10 [mg/kg] < 35 [mg/kg], 0,8

[mg/kg] < 4 < 12 [mg/kg] y 81 [mg/kg] < 100 [mg/kg], respectivamente, por lo que se decide que Ni, Cr y Cd no van a formar parte de este estudio.

El plomo se caracteriza por no cumplir con ninguna función biológica y resultar fitotóxico en bajas cantidades, además de contaminar el medio ambiente y potenciar el riesgo para la salud humana y animal. La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades con siglas en inglés ATSDR y la USEPA han incluido al Pb entre las 20 principales sustancias peligrosas posicionándolo en el segundo lugar (Zhou et al., 2001). Por otro lado, el cobre y el zinc son micronutrientes, es decir, elementos esenciales en humanos, animales y plantas debido a que intervienen en procesos bioquímicos necesarios para el desarrollo de la vida; sin embargo, es importante destacar que, en cantidades no adecuadas (deficientes o excesivas) pueden llegar a ser perjudiciales (Bradl, 2005).

Para que las plantas puedan extraer los metales, estos deben encontrarse en formas biodisponibles para ellas, esto va a depender tanto de la solubilidad y movilidad de los metales en las distintas fracciones del suelo. Los elementos metálicos se pueden encontrar asociados al suelo por: (1) solución, como iones de metal libre y complejos metálicos solubles; (2) adsorbidos en los sitios de intercambio de los constituyentes inorgánicos del suelo; (3) unidos a la materia orgánica y (4) precipitados como óxidos, hidróxidos y carbonatos (Acevedo et al., 2005). Sin embargo, los elementos metálicos asociados con las fracciones 1 y 2 son los que efectivamente están fitodisponibles. Además, existen los metales que se encuentran más fácilmente disponibles como el Cu y el Zn, y los que están menos biodisponibles como el Pb (Prasad, 2003).

3.2.1. Plomo

El Pb es un elemento químico que posee un número atómico de 82 y peso atómico de 207,19 [g/mol]. Es un metal blando y maleable, de color grisáceo y con alta resistencia a la corrosión (Lenntech, 2023). Se considera uno de los metales más tóxicos influyendo negativamente en el crecimiento y desarrollo de las plantas a concentraciones muy bajas (Pourrut et al, 2011) y también para la salud humana como se presentó en la Tabla 2.

El aumento de la cantidad de plomo en el medio ambiente proviene de los procesos naturales y de las actividades de minería y fundición, gasolina, explosivos, baterías de almacenamiento, municiones, etc. (Sharma & Dubey, 2005). Este metal originado de actividades antropogénicas se acumula principalmente en la capa superficial del suelo en los primeros 20 [cm], disminuyendo su concentración con la profundidad (Tangahu et al., 2011).

Los estados de oxidación de este metal suelen ser +2 y +4, siendo la especie más común y estable la de +2. El Pb^{2+} no es biodegradable, por lo que su biodisponibilidad se encuentra controlada por factores biogeoquímicos que pueden influir individualmente o en combinación (Punamiya et al., 2010). Algunos factores son el pH del suelo, especiación del metal, cantidad de ligandos orgánicos (ácidos fúlvicos y ácidos húmicos) e inorgánicos (metales, sulfatos, óxidos y carbonatos) presentes en el suelo, y especies de plantas involucradas (Pourrut et al., 2011). A pesar de que la movilidad del Pb es usualmente baja debido a su afinidad con varios componentes del suelo, en ciertos ambientes aumenta, por ejemplo, en entornos con pH extremadamente ácido (Cuizano et al., 2010).

Con respecto a la fitorremediación, se concluye que el Pb absorbido por las plantas (> 95%) se acumula y permanece en las raíces con el método de fitoestabilización (Kumar et al., 1995; Sharma & Dubey, 2005).

3.2.2. *Cobre*

El cobre tiene un número atómico de 29 y un peso atómico de 63,546 [g/mol]. Es un metal rojizo, maleable y dúctil que posee una excelente conductividad eléctrica y térmica (Bradl, 2005; Copper Alliance, 2023). Es un micronutriente esencial para los seres vivos, pero su deficiencia o exceso puede desencadenar efectos nocivos e incluso tóxicos en plantas, animales y humanos, aunque la toxicidad en estos últimos es bastante inusual (Bradl, 2005).

El Cu se puede encontrar en estado nativo o ser emitido durante el procesamiento metalúrgico en la producción de cobre y acero, y es utilizado ampliamente en la producción de cables en la industria eléctrica, así como en la agricultura como fertilizante, fungicida, bactericida, etc., (Bradl, 2005).

Este metal se puede presentar con los estados de oxidación +1 y +2, siendo este último el más común como Cu^{2+} . El ion libre se considera la forma más tóxica para la vida acuática en lugar de las formas complejas.

Tiene la capacidad de formar una variedad de sulfuros, sulfatos y carbonatos, sin embargo, la distribución de Cu en los distintos constituyentes del suelo se encuentra influenciada principalmente por la presencia de materia orgánica, debido a la fuerte afinidad que posee este metal con esta fracción (Bradl, 2005). Por lo anterior, es que este metal se encuentra en la solución del suelo formando complejos con compuestos orgánicos solubles (Bradl, 2005).

3.2.3. Zinc

El Zn tiene un número atómico de 30 y peso atómico de 65,38 [g/mol]. Es un metal blanquecino maleable y dúctil, que sirve como protector ante la corrosión. Este metal es esencial para muchas clases de organismos vegetales, animales y en seres humanos, y al igual que otros micronutrientes, su deficiencia y exceso causan efectos indeseados y tóxicos. Este elemento es el menos tóxico de todos los oligoelementos, por lo que la toxicidad en humanos es inusual (Bradl, 2005).

En el medio ambiente el Zn puede encontrarse en el aire, agua, suelo y rocas, siendo su principal mineral la esfalerita de zinc, ZnS (Bradl, 2005). El aumento de su concentración ha sido originado por distintas fuentes antrópicas tales como, la minería y fundición; depuradoras de agua residuales; la producción de productos químicos como el caucho, plásticos, lubricantes, pesticidas; y en baterías, equipos de automóviles, tuberías, etc. (Kabata Pendias, 2000). Los principales usos de este metal son en la creación de aleaciones y como revestimiento protector de otros metales, como es el caso del acero galvanizado (Lenntech, 2022).

El estado de oxidación de Zn es +2 en la naturaleza, presentando divalencia en todos sus compuestos, excepto cuando se une a otros metales formando aleaciones de Zn. Debido a su carácter anfótero es capaz de formar compuestos químicos solubles en agua como son los

cloratos, cloruros, sulfatos y nitratos, y otros relativamente insolubles tales como los óxidos, carbonatos, fosfatos y silicatos (Bradl, 2005).

La sorción es un factor relevante que controla la concentración de este metal en los suelos, influido por el pH, contenido de materia orgánica, tipo de suelo, etc. En suelos alcalinos, el Zn no se encuentra disponible mayormente, producto de su afinidad a los sitios de sorción por carbonatos, la precipitación de hidróxidos o la formación de sales inorgánicas insolubles.

3.3. Selección de las especies de plantas

Las especies vegetales que se utilizan para la fitorremediación de cobre, zinc y plomo en este estudio se seleccionan en base a criterios, características y requerimientos necesarios para poder llevar a cabo esta propuesta. Algunos puntos considerados son:

- Especies nativas o endémicas de la zona norte de Chile.
- Bajo requerimiento hídrico.
- Alta exposición de luz solar.
- Tolerancia a suelos con alto nivel de salinidad.
- Sistemas radicales densos (raíces o rizomas frondosos, gruesos y/o profundos) para el mecanismo de fitoestabilización o alta producción de biomasa para la fitoextracción.
- Alto valor ornamental.
- Especies estudiadas anteriormente, que presenten indicadores de fitorremediación (FT, FBC y EE) prometedores en los metales de interés.

Las especies que cumplen con estas características y que se eligen en esta propuesta son *Solidago chilensis* Meyen y *Haplopappus foliosus* DC. Plantas de la misma familia *Asteraceae* que han obtenido buenos resultados en investigaciones asociadas al Fondecyt 11200189.

3.3.1. Haplopappus foliosus DC

Es una especie de subarbusto endémico de Chile del tipo perenne que pertenece a la familia *Asteraceae* y es comúnmente conocido por el nombre de cuerno de cabra. Habita desde la

región de Coquimbo (IV) hasta la región del Maule (VII), encontrándose en la zona de la costa en altitudes que van desde 0 a 500 m s.n.m. y en la cordillera de la costa de 500 a 2000 m s.n.m. *Haplopappus foliosus* DC es una planta leñosa de porte bajo, se distingue por su alto valor ornamental, uso apícola y medicinal (Chileflora, 2009; Riedemann & Aldunate, 2014).

En cuanto a su botánica, *Haplopappus foliosus* alcanza alturas de 40 – 80 [cm] y diámetro de 0,5 [m], presenta tallos erectos, glabros, ramificados y frondosos hasta las puntas. Sus hojas duras son obovadas, resinosas, glabras y de borde aserrado hacia la punta de 1,3 - 5 [cm] de longitud. Las inflorescencias están en capítulos solitarios, cubiertos casi totalmente por las hojas. Posee flores dimorfas amarillas con más de 14 pétalos y su fruto es un aquenio (Echeverría, 2016; Arancio et al., 2004). En la Ilustración 12 se presentan distintas fotografías de esta planta.

Algunas características y condiciones ambientales en las que crece *Haplopappus foliosus* DC son (Chileflora, 2009; Cienciamambiental Consultores S.A., 2009; Riedemann & Aldunate, 2014; Musalem, 2020; Pumahuida, 2023):

- La planta es un cultivo de secano, es decir, es capaz de mantenerse sólo con las precipitaciones de la zona. Posee bajos requerimientos hídricos al crecer en lugares donde el periodo de sequía dura de 6 a 10 meses y las precipitaciones alcanzan entre 100 a 300 mm anuales.
- Puede tolerar niveles variables de salinidad y presencia de carbonatos tanto en el suelo, como en el agua de riego.
- Esta especie puede crecer en suelos pobres, con bajo contenido de materia orgánica, baja fertilidad y degradados.
- Es capaz de encontrarse a pleno sol sin ninguna protección a la radiación solar, ya que requiere de alta luminosidad. Además, puede crecer en lugares donde se genera sombra parcial por la vegetación, rocas, etc., que filtran aproximadamente el 20 – 40 % la radiación solar.
- Es una planta leñosa de menor tamaño, crecimiento lento y un sistema de raíces fuerte y extenso.

- No posee resistencia al frío, por lo que es adecuada a las zonas de rusticidad 10 y 11 de USDA, donde las temperaturas varían en el rango de -1,1 a 10 [°C].

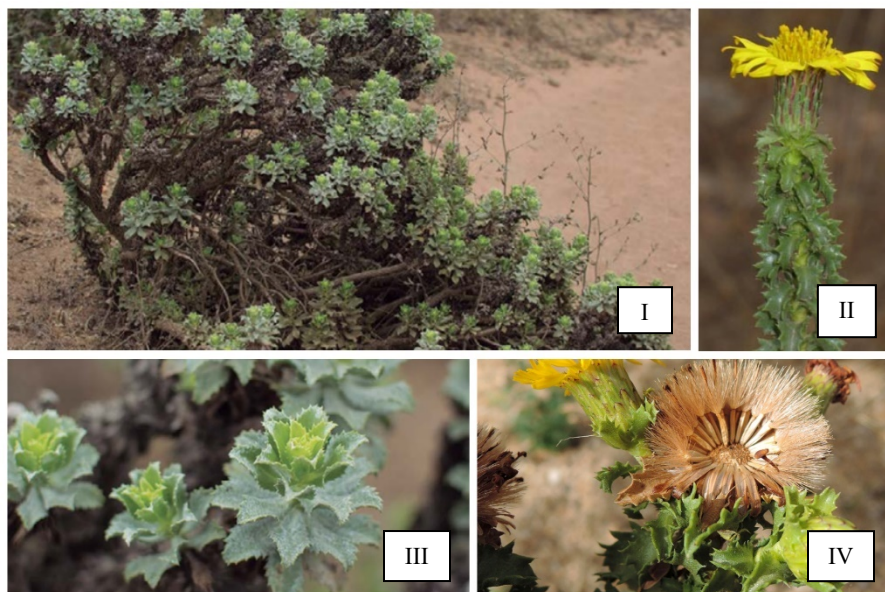


Ilustración 12. *Haplopappus foliosus* I) Planta en estado vegetativo, II) parte aérea (hojas), III) Detalle de inflorescencia y flor, IV) Detalle de flor marchita. Adaptado de (Molina, 2021).

3.3.2. *Solidago chilensis* Meyen (ex bertero)

Es una hierba nativa chilena, perenne, rizomatosa y de la familia *Asteraceae*. Esta especie conocida comúnmente como fulel o vara de oro se puede encontrar entre las regiones de Arica y Parinacota (I) y Los Lagos (X), siendo común que habite en zonas de elevación baja como en los valles del interior, en la costa en altitudes de entre 0 y 500 m s.n.m. y en la cordillera de la costa a 500 y 2000 m s.n.m. Es ampliamente valorada por su atractivo ornamental, propiedades medicinales y resistencia a la sequía.

En cuanto a su morfología, este arbusto alcanza una altura entre 40 - 140 [cm] y un diámetro de 0,5 [m]. Tiene tallos erectos y delgados, densamente hojosos hasta la inflorescencia. Las hojas son alternas, lineal lanceoladas (punta de lanza), trinervadas, glabras, de 5 a 8 [mm] de ancho y 5 a 10 [cm] de largo. Las inflorescencias son racimos curvos de hasta 20 [cm] de longitud y están en capítulos radiados orientados hacia arriba que tienen entre 4 - 5 [mm] de alto y color amarillo oro. Sus abundantes flores amarillas son dimorfas, las marginales cortamente liguladas y las del centro tubulosas, y su fruto es un aquenio cilíndrico de 1 – 2

[mm] que florece en verano-otoño. En invierno desaparece la parte aérea entrando la planta en receso, para rebrotar en la siguiente primavera (Mayer, 2020; Alonso & Desmarchelier, 2014). *Solidago Chilensis* posee raíces fasciculadas y adventicias, de esta forma puede reproducirse vegetativamente de manera asexual, y de manera sexual lo logra a través de la propagación de semillas diseminadas. Las plantas adultas tienen un sistema radicular abundante y desarrollado (González & Re, 2001). En la Ilustración 13 se presentan distintas fotografías de esta planta.

Algunas características y condiciones ambientales en las que crece *Solidago Chilensis* Meyen son (González & Re, 2001; Belov, 2009; Chileflora, 2012; Riedemann & Aldunate, 2014; Pumahuida, 2019; United Stated Department of Agriculture, 2020):

- Es capaz de crecer a pleno sol sin protección con una alta exposición a la radiación solar, debido a que necesita alta luminosidad, y en lugares donde se genera sombra parcial por la vegetación, rocas, etc., que filtran aproximadamente el 20 – 40 % la radiación solar.
- Puede desarrollarse en ambientes de tipo seco con un requerimiento hídrico medio/bajo, donde el periodo con déficit hídrico puede extenderse de 3 a 8 meses con precipitaciones de entre 400 y 800 [mm] anuales, concentrándose en invierno.
- Tiene un crecimiento rápido.
- Esta especie no tolera nevazones, pero sí puede soportar heladas esporádicas no prolongadas de hasta aproximadamente -5 [°C] sin daños en la vegetación. Lo anterior equivale a resistir la zona USDA 9, donde las temperaturas varían entre -6,7 y -1,1 [°C], sin embargo, su mínimo óptimo oscila entre 6 – 8 [°C].
- Posee una buena capacidad para adaptarse a suelos de distintas calidades y texturas, con un pH aproximadamente neutro de entre 5,5 a 7,5. Sin embargo, requiere un contenido medio de materia orgánica para un buen desarrollo.

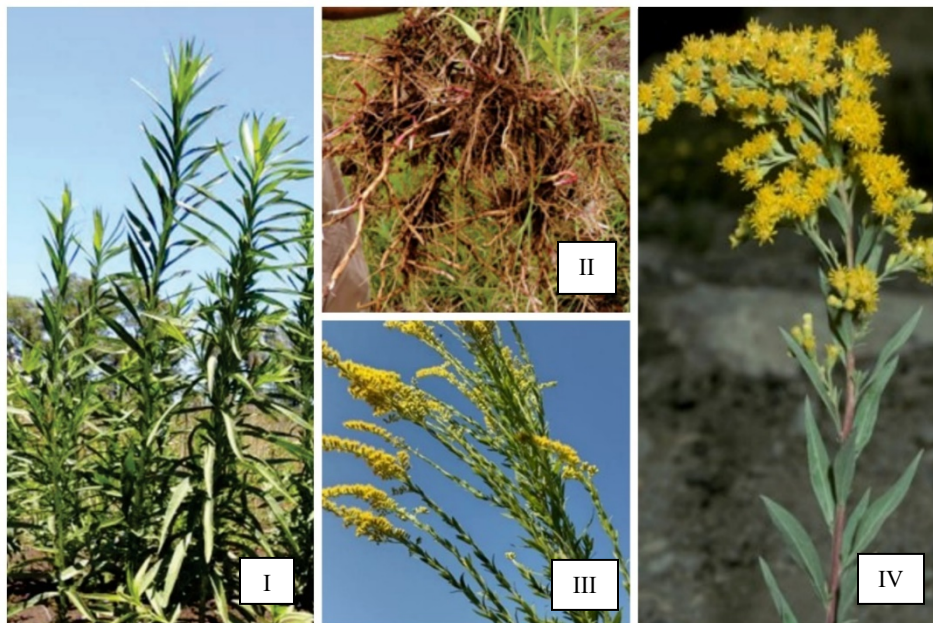


Ilustración 13. *Solidago chilensis* I) Planta en estado vegetativo, II) rizomas y raíces adventicias, III) parte aérea y IV) detalle de inflorescencia. Adaptado de (Ayala, 2022).

Investigaciones previas realizadas por el proyecto Fondecyt 11200189 estudian distintas especies, entre las que se encuentran *Haplopappus foliosus* DC y *Solidago chilensis* Meyen a través de factores como el de bioconcentración (FBC), traslocación (FT) y eficiencia de extracción (EE) los cuales se encuentran definidos en el inciso 2.5.3.

Los estudios obtienen como resultado para *Solidago chilensis* y *Haplopappus foliosus* un $FT = 1,10$ y $FBC = 1,32$, y un $FT = 0,653$ y $FBC = 1,15$ para el caso del Zn, respectivamente. Los valores de ambos factores obtenidos para *Solidago chilensis* son mayores a 1 y los más altos en el estudio, considerándose candidato para la fitoextracción de Zn. En cambio, *Haplopappus foliosus* obtiene un $FT < 1$ y un $FBC > 1$, por lo que se puede aprovechar su uso como fitoestabilizador de Zn. Ambas especies poseen valores cercanos en cuanto a la eficiencia de extracción, *Solidago chilensis* obtiene un 16,4% y *Haplopappus foliosus* un 16,8%.

En cuanto al cobre, *Solidago chilensis* y *Haplopappus foliosus* presentan un $FT = 0,504$ y $FBC = 1,44$, y un $FT = 0,322$ y $FBC = 0,480$, respectivamente. La primera especie posee un $FT < 1$ y un $FBC > 1$, lo que permite concluir que tiene capacidad para fitoestabilizar

Cu. Por otro lado, la segunda especie presenta ambos factores con valores inferiores a 1, lo que significa que no es capaz de acumular y transportar eficientemente el metal en cuestión desde las raíces hasta la parte aérea de la planta. La eficiencia de extracción de Cu en ambas especies es la más alta entre los metales estudiados, con un valor de 43,3% para *Solidago chilensis* y 50,6% para *Haplopappus foliosus*. Las EE de Cu son más altas que para el Zn, pudiéndose explicar por distintos factores como su esencialidad en el organismo, biodisponibilidad, concentración, especiación en el suelo, etc.

Finalmente, para Pb *Solidago chilensis* presenta un $FT = 0,399$ y $FBC = 0,787$, mientras que *Haplopappus foliosus* obtiene un $FT = 0,207$ y $FBC = 0,285$. Si bien, todos los factores son inferiores a 1, se obtienen resultados potenciales para este metal sumamente tóxico, sobre todo para *Solidago chilensis* como potencial fitoestabilizador de Pb. Además, esta planta obtiene una mayor eficiencia de extracción con un 10,8%, mientras que *Haplopappus foliosus* alcanza un 4,4%.

Todos estos resultados se pueden visualizar en el Gráfico 1, Gráfico 2 y Gráfico 3.

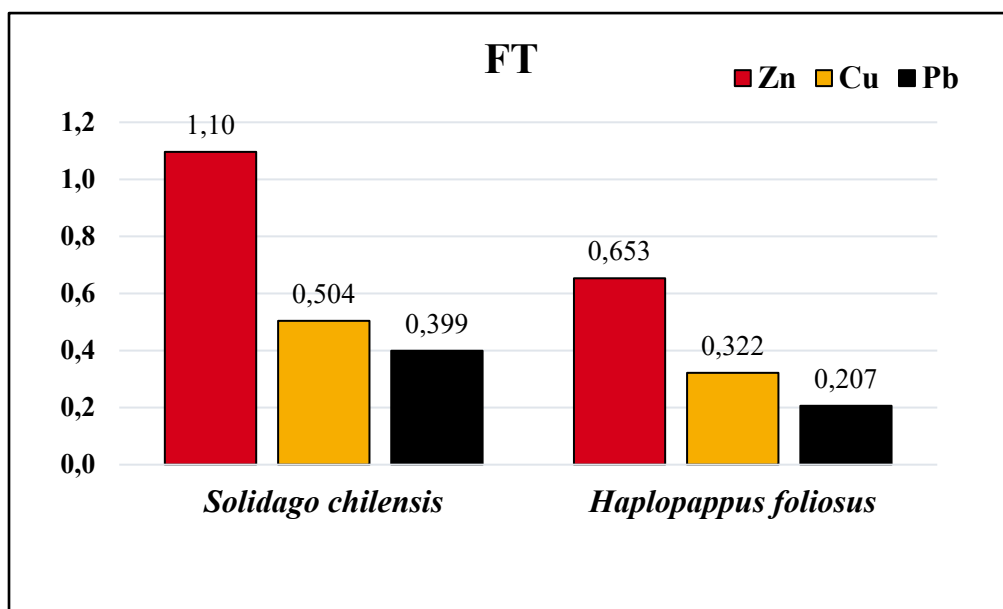


Gráfico 1. Factor de traslocación (FT) para los metales Zn, Cu y Pb. Adaptado de Fondecyt 11200189.

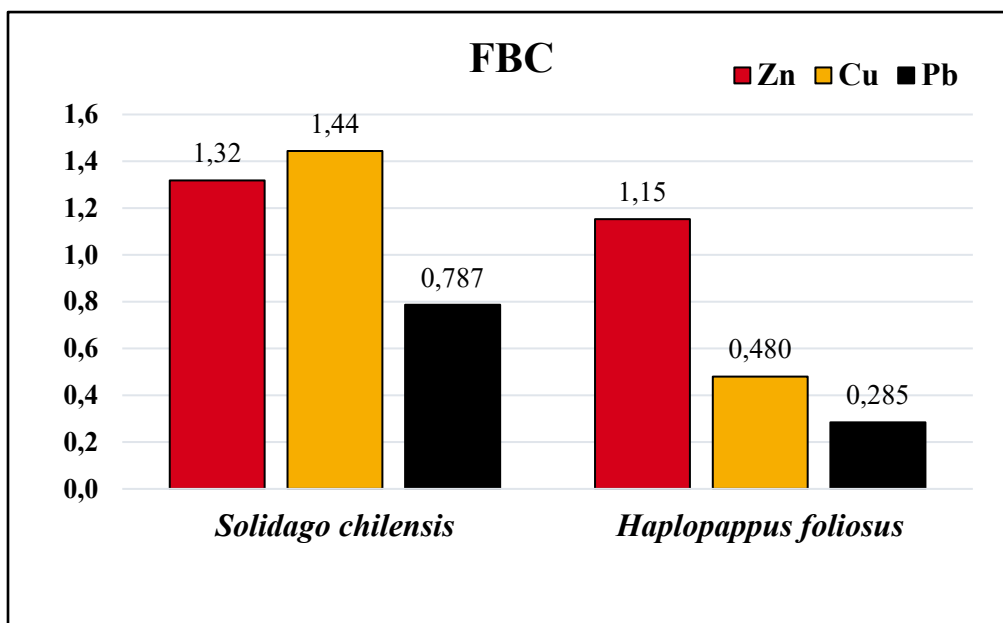


Gráfico 2. Factor de bioconcentración (FBC) para los metales Zn, Cu y Pb. Adaptado de Fondecyt 11200189.

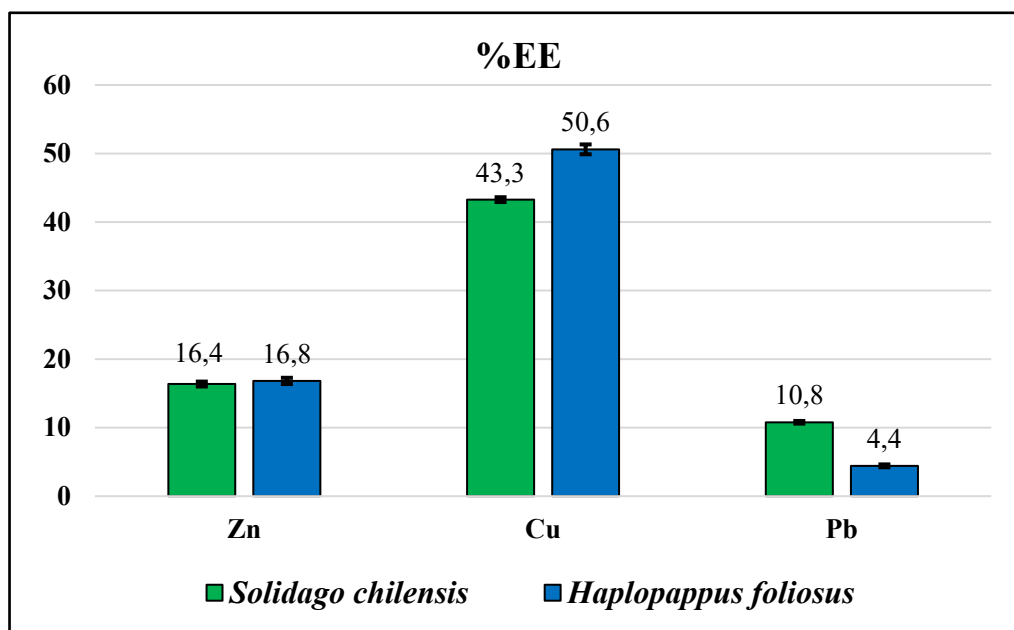


Gráfico 3. Eficiencia de extracción para los metales Zn, Cu y Pb. Adaptado de Fondecyt 11200189.

Con estos antecedentes, se puede ver que las especies escogidas son capaces de fitoextraer y/o fitoestabilizar uno o más metales de interés o tener el potencial para llegar a lograrlo. Si bien, ambas especies presentan para el zinc y el plomo eficiencias de extracción bajas en el

periodo de estudio de 7 meses, se propone mejorar el desempeño de *Solidago chilensis* Meyen y *Haplopappus foliosus* DC con la adición de agentes quelantes.

A continuación, se presenta el diseño y la metodología experimental, elección de enmiendas orgánicas y agentes quelantes, aplicaciones y criterios para la fitorremediación propuesta a escala piloto. Se describe el funcionamiento del sistema y los principales parámetros a monitorear durante la etapa de experimentación.

3.4. Diseño y metodología de trabajo

3.4.1. Diseño experimental

Se establece un campo experimental en la Región de Coquimbo, específicamente en la comuna de Andacollo y sobre la zona 1 del relave Index 1 (-30.249683, -71.084762). Esta zona tiene un área aproximada de 400 [m²] (21 [m] x 19 [m]) como se muestra en la Ilustración 14.



Ilustración 14. Área del campo de experimentación en la zona 1 del Relave Index 1. Elaboración propia con Google Earth.

El área de estudio se subdivide en 12 parcelas distribuidas al azar de 20 [m²] (5 [m] x 4 [m]), comprendida de 4 parcelas a lo largo y 3 a lo ancho, las que se encuentran distribuidas al azar y separadas por pasillos de 1 [m] como se representa en la Ilustración 15.

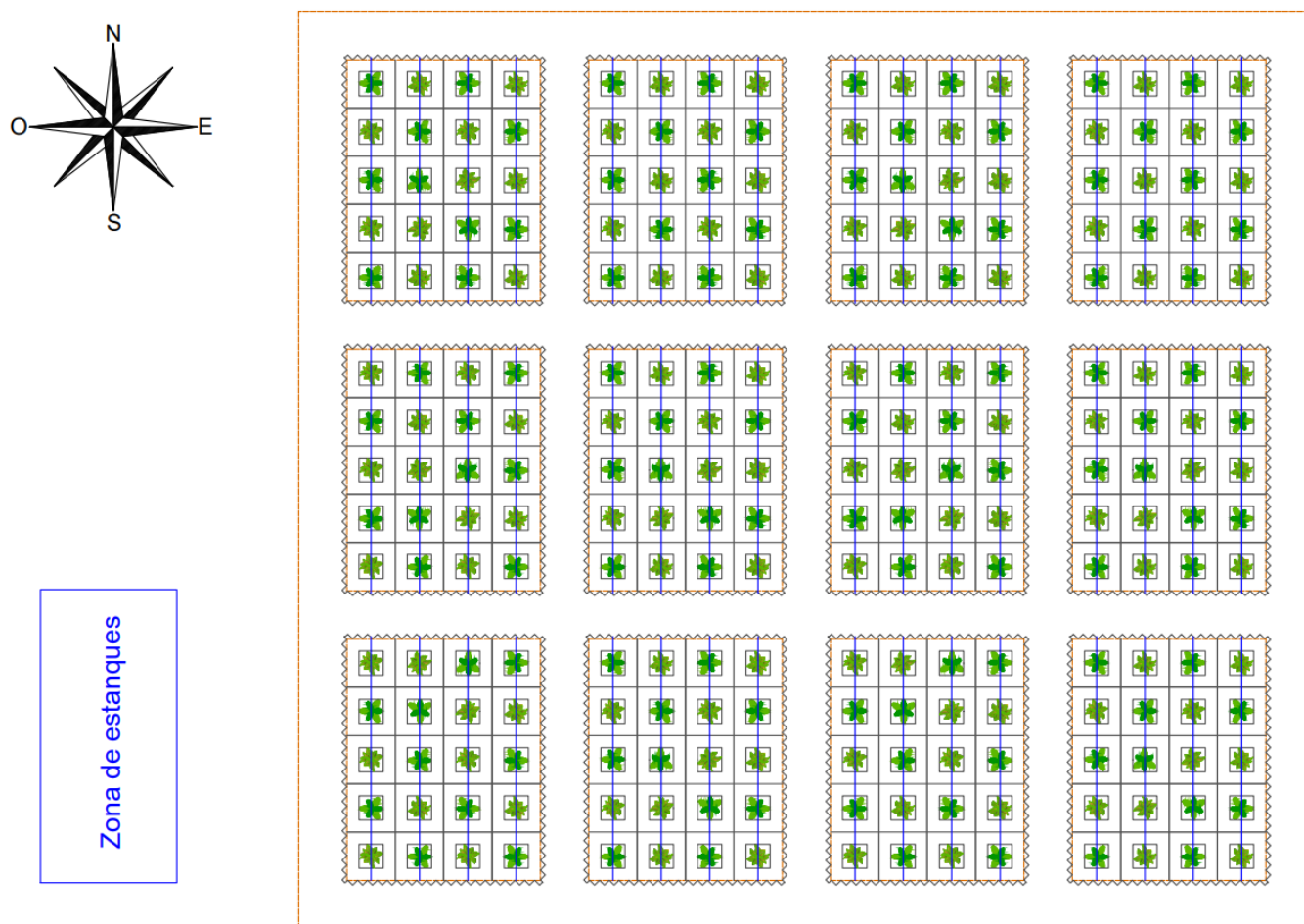


Ilustración 15. Distribución de parcelas de 5 [m] x 4 [m] en el campo experimental de 21 [m] x 19 [m].
Elaboración propia en AUTOCAD.

En cada parcela hay una cantidad de 20 plantas distribuidas aleatoriamente con un marco de plantación de 1 [m] x 1 [m], 10 son especies de *Solidago chilensis* y las 10 restantes corresponden a *Haplopappus foliosus*. Las cantidades escogidas de cada planta buscan asegurar la supervivencia y cosecha de al menos 3 plantas de cada especie por parcela en cada periodo de experimentación que corresponde a 7 y 19 meses. De esta manera, ambas recolecciones pueden coincidir antes o durante las primeras lluvias del año que suelen comenzar en mayo como se presenta en el Gráfico 4.

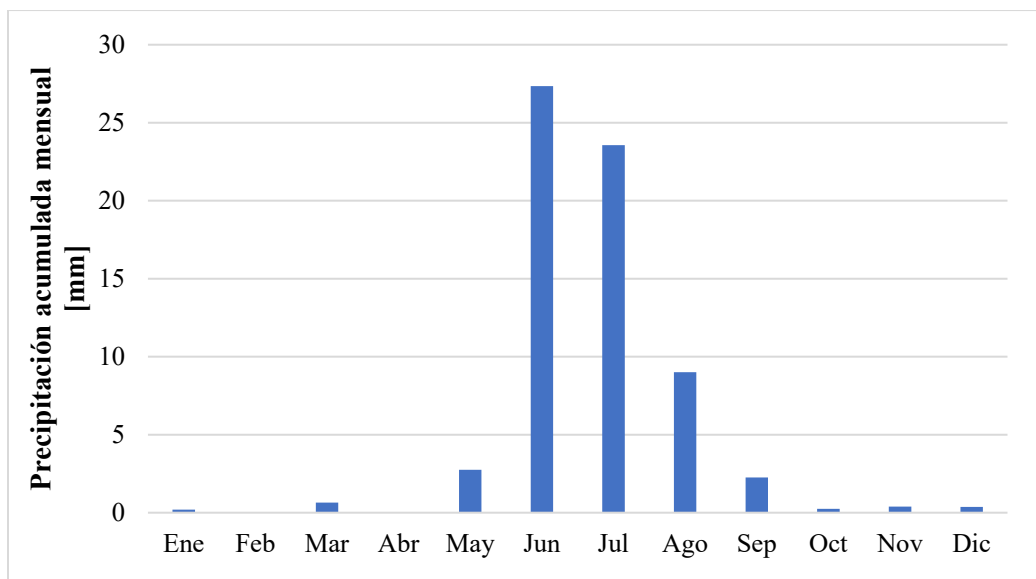


Gráfico 4. Promedio de la precipitación acumulada mensual desde el 2014 al 2023. Elaborado a partir de (INIA y CAEZA, 2023).

La asignación de las parcelas y las plantas es aleatoria para reducir la variabilidad en la repartición y minimizar la influencia de esta variable en los resultados experimentales. Un ejemplo de la distribución al interior de una parcela se presenta en la Ilustración 16.

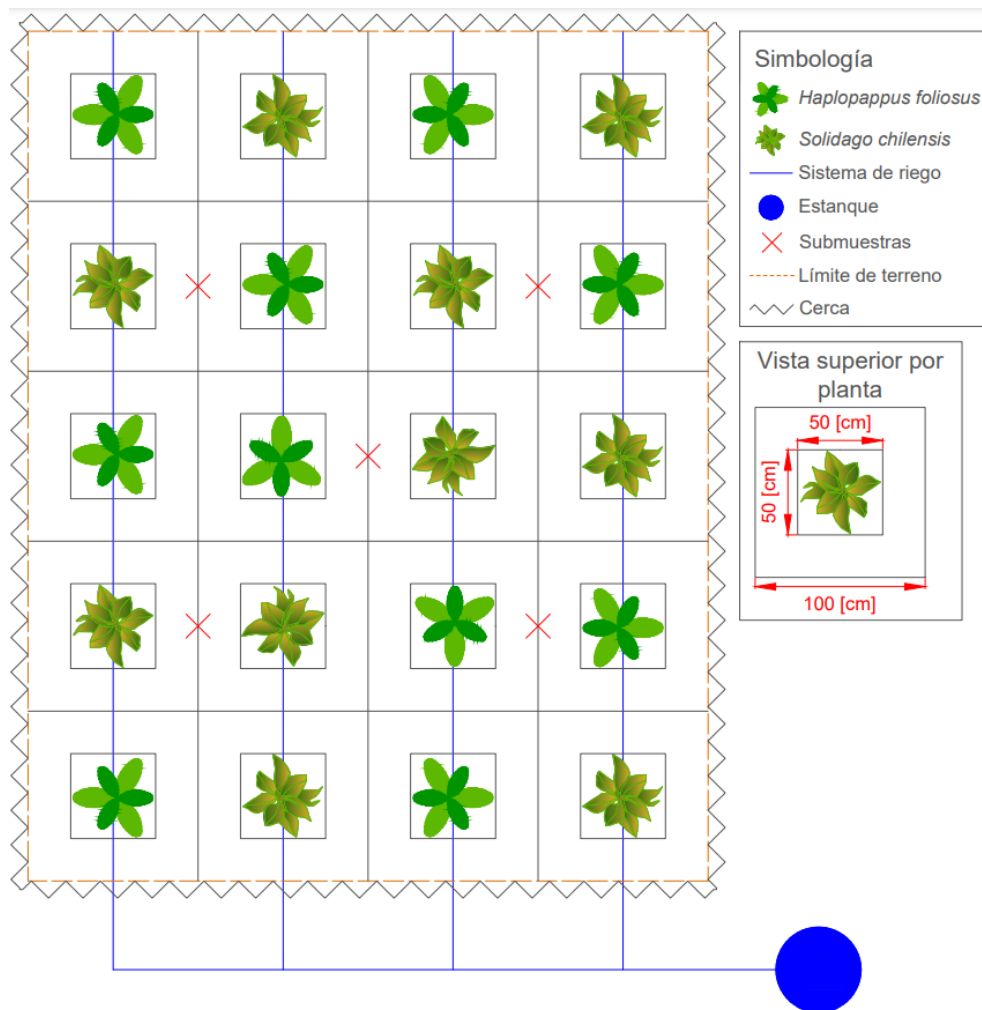


Ilustración 16. Distribución dentro de cada parcela de 5 [m] x 4 [m] en estudio. Elaboración propia en AUTOCAD.

Para dimensionar de manera aproximada el volumen de trabajo (ancho, largo y profundidad de plantado) que se utiliza para el trasplante de cada planta, se hace necesario conocer ciertas características morfológicas y recomendaciones de cultivo de *Solidago chilensis* y *Haplopappus foliosus*. Sin embargo, debido a la poca información específica sobre las especies en estudio, también se buscan datos de otras especies semejantes del mismo género que podrían proporcionar una idea general de estos valores con el fin de poder estimar de forma coherente el volumen de plantación.

En cuanto a información sobre el género *Solidago chilensis*, existe un manual técnico de cultivo financiado por la Fundación para la Innovación Agraria (FIA) del ministerio de

agricultura en Chile, el cual sugiere considerar un marco de plantación de 0,3 [m] x 0,3 [m] y preparar una profundidad en el suelo de al menos 35 [cm] (Agraria Sur, 2002). Otras investigaciones como la realizada por Bielecka et al., 2019, han recolectado muestras de la especie *Solidago Canadensis* L. en áreas donde existe presencia de metales pesados de manera natural o como consecuencia de la actividad minera del sector, utilizando un marco de muestreo de 0,4 [m] x 0,4 [m] y una profundidad mínima de 20 [cm]. Adicionalmente, el Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS) del USDA proporciona una guía de plantación para la especie *Solidago Canadensis*, la cual indica que el rango de profundidad que proporciona suficiente espacio para su desarrollo y expansión sin competir por los recursos disponibles varía desde los 30 a los 60 [cm]. Además, el vivero y jardín Pumahuida ubicado en la Región Metropolitana de Chile, ha reportado un diámetro máximo de la parte más ancha del follaje de 50 [cm] para la especie *Solidago Chilensis* (Pumahuida, 2023).

Por otra parte, Riedemann et al. 2014 informa para la especie *Haplopappus foliosus* un valor máximo de 50 [cm] de diámetro de la parte más ancha del follaje en la parte aérea. Otras características se encuentran en investigaciones como la de Antonio et al., 1991, que estudia las especies *Haplopappus ericoides* y *Haplopappus venetus* y la de Kumerow et al., 1977 para *Haplopappus pinifolius*, ambos estudios realizados en zonas similares con clima mediterráneo. Los autores determinan que estas especies poseen un sistema radicular pivotante con raíces finas, los cuales se concentran y penetran fácilmente en los primeros 20 - 40 [cm] de profundidad del suelo, alcanzando una extensión lateral promedio de entre 60 y 74 [cm] (Antonio & Mahall, 1991).

Con el conocimiento de los valores de algunas características físicas y de cultivo de las especies en estudio, considerando que los recursos, el tiempo y el área disponible para la experimentación son limitados, así como las condiciones del suelo y climáticas de la zona (no óptimas para el máximo desarrollo de las especies vegetales), se decide excavar y trabajar con hoyos cuadrados de 0,5 [m] x 0,5 [m] y una profundidad de 0,2 [m] (volumen de 0,05 [m³]) como se muestra en la Ilustración 17. El volumen anterior también toma en cuenta la efectividad de la fitorremediación, debido a que la mayoría de los raíces finas y activas se encuentran entre los 20 – 30 [cm] de profundidad (Antonio & Mahall, 1991; Alfaro &

Ocampo, 2015), logrando ser más práctica y eficiente en términos de manipulación y aplicación de enmiendas. Además, se requiere de una cantidad total de quelantes que pueda ser factibles económica y logísticamente.

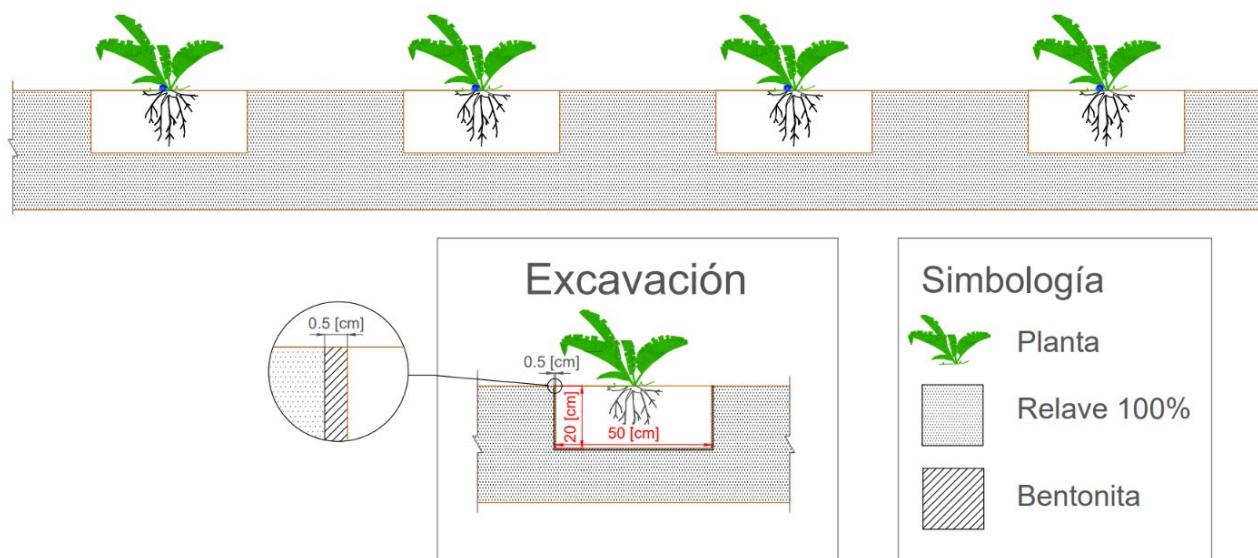


Ilustración 17. Vista frontal en corte de la distribución interna de cada parcela. Elaboración propia en AUTOCAD.

Adicionalmente, se debe considerar que la solubilidad de los metales aumenta después de agregar las distintas enmiendas al sustrato y de aplicar los agentes quelantes, lo que puede causar lixiviación de distintos metales y posible contaminación de capas del suelo más profundas y de las aguas subterráneas. Resultados en la literatura han demostrado que la migración de iones de metales pesados como el Zn^{2+} , Pb^{2+} y Cu^{2+} , pueden llegar hasta 800 metros de profundidad (He et al., 2019). Debido a lo anterior y como medida adicional para prevenir y/o reducir la migración y contaminación de los iones metálicos al entorno circundante, se recubre cada volumen de plantación con un espesor de 0,5 [cm] de mineral arcilloso bentonita como se muestra en la Ilustración 17. Este recubrimiento se realiza antes de añadir el nuevo sustrato, con el fin de actuar como barrera física y química impermeable en sentido horizontal y vertical.

Se escoge la bentonita, un mineral no metálico que presenta una baja permeabilidad, excelente capacidad de intercambio iónico, alta capacidad de adsorción debido a su gran área

de superficie específica, buena capacidad de retención de humedad y nutrientes, pudiendo lograr inmovilizar y disminuir la fracción biodisponible de metales pesados para evitar la dispersión al ambiente de estos elementos tóxicos a través de la rizosfera de las plantas establecidas en los relaves (Liu et al., 2022). Por lo anterior, esta arcilla es utilizada ampliamente en fitorremediación y sistemas de impermeabilización de sitios contaminados, ya que se considera un material limpio que no causa contaminación secundaria, pudiendo ser un aporte en la salud del suelo y al crecimiento de las plantas (He et al., 2019). El tiempo de experimentación también es un factor clave, debido a que las propiedades de este mineral pueden disminuir progresivamente su eficacia en el tiempo, producto de la lixiviación continua de especies metálicas (Houben et al., 2012). Sin embargo, el periodo escogido para la propuesta de fitorremediación asistida se encuentra reducido a 7 y 19 meses, considerándose adecuado el uso de bentonita en este ensayo.

3.4.2. Muestreo, preparación y caracterización del relave previo al proceso de fitorremediación

En cada parcela se recolectan 5 submuestras en los primeros 0 - 15 [cm] de suelo (relave) con ayuda de una pala de acero inoxidable cubierta con una bolsa de plástico para evitar la contaminación externa, de esta manera se obtiene una muestra compuesta por cada parcela. Las submuestras se recolectan en los puntos indicados con cruces rojas en la Ilustración 18. En total se obtienen 60 submuestras, las cuales son aseguradas en bolsas de plástico, etiquetadas y posteriormente transportadas al laboratorio.

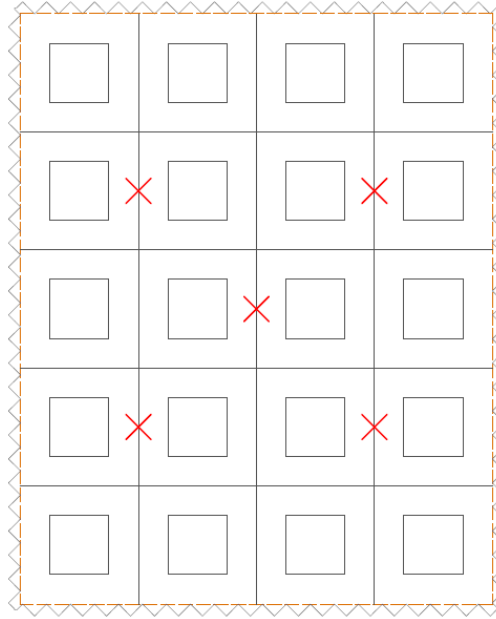


Ilustración 18. Ubicación de las submuestras para cada parcela. Elaboración propia.

Después de muestrear, los relaves se secan en un horno de laboratorio a 105 [°C] por 24 horas o hasta alcanzar una masa constante, luego, son molidos en un molinillo, tamizados con un tamiz de abertura de 2 milímetros (número de malla 10 ASTM) y finalmente homogeneizados.

Con el objetivo de crear una muestra representativa por cada parcela, se usa la técnica de cuarteo, la cual es utilizada frecuentemente en polvos o sólidos granulados. Con esta técnica se logra reducir la variabilidad que podría existir entre muestras individuales.

Los pasos para aplicar la técnica de cuarteo son:

1. Mezclar las 5 submuestras por cada parcela y homogeneizar el material.
2. Extender la mezcla en una superficie plana y limpia formando una capa uniforme.
3. Dividir la mezcla en cuatro cuadrantes aproximadamente iguales.
4. Descartar dos de los cuadrantes que se encuentran opuestos.
5. Mezclar nuevamente las muestras restantes para homogeneizar.
6. Repetir los pasos 2, 3 y 4, si la muestra sigue siendo grande para su análisis, hasta llegar al tamaño de muestra ideal.

7. Obtener las muestras compuestas de cada parcela para su posterior análisis.

Para el análisis y caracterización del residuo minero en estudio, se mide el pH con el “Método 9045D” de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. Se realiza un análisis granulométrico para la determinación de la distribución de tamaño de las partículas presentes en el relave y finalmente, se determina la composición elemental mediante la técnica de Espectroscopía de Emisión Atómica con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-OES).

Para medir la concentración de metales pesados en las muestras de relave con ICP-OES, estas se deben preparar y someter a dos procedimientos previos: predigestión y digestión. Para la predigestión se toman 0,200 [g] de muestra seca en vial de teflón para microondas, se le añaden 8 [ml] de ácido nítrico HNO_3 concentrado (65% p/p) y 2 [ml] de peróxido de hidrógeno H_2O_2 concentrado (30% p/p), se sellan y se dejan predigerir por al menos 4 horas.

Luego de la predigestión, se digiere la muestra en un microondas Ethos Easy durante 20 minutos. El programa de temperatura de este equipo consta de tres bloques: en el primer bloque (0 – 10 minutos) se incrementa la temperatura hasta 180 [°C], en el segundo bloque (10 – 20 minutos) se mantiene la temperatura constante en 180 [°C], y en el último bloque ocurre un proceso de enfriamiento de 10 minutos de duración. Una vez las muestras digeridas se enfrían a temperatura ambiente, se diluyen hasta un volumen final de 25 [ml] con agua desionizada hasta aforar. Posteriormente, las muestras se proceden a analizar con ICP-OES utilizando un equipo de la marca Perkin Elmer.

3.4.3. *Mejoramiento de la matriz de sustrato*

Es habitual que los pasivos ambientales carezcan de materia orgánica, esto se debe a que los relaves son desechos mineros polimetálicos y poseen una estructura física, química y biológica muy pobre, potenciándose estas características con las condiciones climáticas semiáridas que presenta la zona norte de Chile. Debido a lo anterior, son pocas las plantas que pueden sobrevivir a condiciones ambientales tan deficientes y por lo mismo, la capacidad

del ecosistema para la colonización espontánea en zonas que poseen PAM es compleja y muy lenta.

El uso de acondicionadores y enmiendas orgánicas en la revegetación asistida puede mejorar algunas o varias propiedades del suelo, por ejemplo, el pH, la estructura, la aireación, la retención de agua, las deficiencias nutricionales, la capacidad de intercambio catiónico y la actividad biológica, entre otras. Estas sustancias tienen el objetivo de aumentar la productividad y lograr una estabilización química, física y biológica del residuo a través del mejoramiento de las medidas agronómicas y la agregación del suelo. Lo anterior, se traduce en una mayor captura de contaminantes sin producir deficiencias en metales que son micronutrientes esenciales como lo son el Cu y el Zn, junto con mantener un buen nivel en el resto de los nutrientes, en especial los tres principales N, P y K, para asegurar el establecimiento y crecimiento sostenido de las plantas en el tiempo.

En general, las enmiendas de origen biológico son ampliamente utilizadas como abono en la fitorremediación por sus diversos beneficios, ya que estas sustancias son una fuente proveedora de nutrientes de liberación lenta a medida que se descomponen, facilitando la incorporación de materia orgánica, aumentando la diversidad de nutrientes y promoviendo la inoculación de microorganismos, garantizando el establecimiento del ciclo biológico de nutrientes y su disponibilidad para las plantas.

Por otra parte, la aplicación de enmiendas inorgánicas de origen mineral o sintético también puede mejorar las características físicas del suelo, como la compactación y el drenaje, y ajustar propiedades químicas como el pH y los niveles excesivos de metales biodisponibles, sin embargo, a diferencia de las enmiendas de origen animal o vegetal, no contienen materia orgánica que contribuya a aumentar la fertilidad nutricional y biológica de los relaves (Santibáñez et al., 2012; Santibáñez et al., 2011).

Para este estudio se escogen enmiendas orgánicas que forman parte de desechos de otras industrias de la zona, específicamente el orujo de uva (pulpa, piel y semillas) y los biosólidos,

con el fin de alinear el ensayo con los principios de la economía circular, buscando reducir, reutilizar y reciclar residuos, minimizando su impacto en el medio ambiente.

El orujo de uva es el principal residuo de la producción de vinos y piscos, representa entre el 20 y 25% de la uva prensada y actualmente es muy poco aprovechado (CITEagroindustrial Ica, 2018). Este residuo tiene el potencial de ser un recurso valioso para el sector agrícola, ya que presenta un elevado contenido de materia orgánica y nutrientes, a pesar de ello, tiene ciertas limitaciones como tener una producción estacional, un pH ácido y una fitotoxicidad, por lo que se recomienda estabilizar a través del compostaje (Requejo et al., 2014). Por otro lado, los biosólidos son lodos con gran presencia de materia orgánica, nutrientes, microorganismos, metales pesados y agua, que son estabilizados a través de distintos tratamientos para reducir la presencia de patógenos y asegurar un uso seguro posterior (Celis et al., 2006; Earth Science Consultants, 2017). La valorización de este subproducto permite mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas de distintos tipos de suelos degradados (Paola Nelson, 2020). No obstante, el biosólido puede incrementar la conductividad eléctrica debido a que contiene una gran cantidad de sales solubles, por lo que es importante tener en cuenta regulaciones y recomendaciones para su aplicación y efectividad (Quinchía & Carmona, 2004).

Al existir grandes diferencias en las características de estos mejoradores como se observa en la Tabla 10, se sugiere en la literatura que el uso de mezclas podría ser más acertado al uso de materiales puros. La aplicación de la mezcla de ambos materiales ha sido estudiada a escala de campo, en grandes depósitos de relaves mineros de sulfuros de cobre presentes en la región de Coquimbo, por lo que, las dosis escogidas de cada enmienda para este estudio serán en base a los buenos resultados obtenidos en tranques de relaves mineros post-operativos proporcionados por el informe técnico final “Uso de Recursos Fitogenéticos Nativos para la Fitoestabilización de Relaves Mineros en la Región de coquimbo - Proyecto 04CR9IXD-01”, el cual es respaldado por distintas instituciones chilenas que cuentan con el adecuado asesoramiento y la experiencia internacional (Ginocchio, 2008). Es importante destacar que, los mejoradores de sustrato se mezclan únicamente en los primeros 20 [cm] del

suelo, de esta manera las cantidades aplicadas de orujo de uva y biosólidos son consistentes con el proyecto de referencia.

Tabla 10. Características generales de mejoradores de sustrato (Ginocchio R., 2008; Santibáñez et al., 2011).

	Biosólido	Orujo de Uva
CE [mS/cm]	7,0	1,9
SOC [%]	81	94
pH [-]	6,2	5,6
Densidad aparente [kg/m ³]	360	450
Tasa mineralización [%]	11,2	2,0
Metales totales		
Cu [mg/kg]	483	31
Zn [mg/kg]	525	21
Granulometría (%)		
< 2 [µm]	12	19
2 - 50 [µm]	43	40
50 – 2000 [µm]	45	41
Macronutrientes		
N total [%]	7,4	2,9
P total [mg/kg]	9780	800
K total [mg/kg]	6638	24500
C:N	6,3	19,6

Los desechos vegetales se obtienen de la planta productora de Pisco Capel ubicada en la comuna de Vicuña (-30.039,-70.69813), y los biosólidos son adquiridos desde la planta de tratamientos de aguas servidas domiciliarias de Aguas del Valle S.A. ubicada en la comuna de Andacollo (-30.229330305937236, -71.06904840473776). Ambas georreferencias están representadas en el Anexo 7.4.

Además de las enmiendas orgánicas, se incorpora tierra de hojas a la mezcla, principalmente para mejorar las propiedades físicas del suelo y promover el crecimiento de la microbiota.

Para determinar la cantidad de orujo de uva, biosólido y tierra de hoja que compone la matriz de sustrato y que se agrega a cada volumen de plantación, se establece un sistema de ecuaciones con las siguientes condiciones:

- Un área de plantación de 0,5 [m] x 0,5 [m] (0,25 [m²]).
- Un volumen de plantación de 0,25 [m²] x 0,20 [m] (0,05 [m³]).
- Una composición de relave en la matriz de sustrato de un 70%, similar al proyecto “Fondecyt 11200189”.
- Dosis de referencia de 131 [ton/ha] para el orujo de uva y 20 [ton/ha] para el biosólido, similar al proyecto “04CR9IXD-01”.

A continuación, se construye el sistema de ecuaciones compuesto por las siguientes ecuaciones:

$$\left(\frac{M_{relave}}{\rho_{relave}}\right) + \left(\frac{M_{biosólido}}{\rho_{biosólido}}\right) + \left(\frac{M_{uva}}{\rho_{uva}}\right) + \left(\frac{M_{tierra}}{\rho_{tierra}}\right) = 0,05 [m^3]$$

$$M_{biosólido} + M_{uva} + M_{tierra} = 0,3 \cdot (M_{biosólido} + M_{uva} + M_{tierra} + M_{relave})$$

Donde

M_{relave} : masa de relave [kg]

M_{uva} : masa de orujo de uva [kg].

$M_{biosólido}$: masa de biosólido [kg].

M_{tierra} : masa de tierra de hojas [kg].

ρ_{relave} : densidad de relave $\left[\frac{kg}{m^3}\right]$.

ρ_{uva} : densidad de orujo de uva $\left[\frac{kg}{m^3}\right]$.

$\rho_{biosólido}$: densidad de biosólido $\left[\frac{kg}{m^3}\right]$.

ρ_{tierra} : densidad de tierra de hojas $\left[\frac{kg}{m^3}\right]$.

De la resolución se obtiene una $M_{relave} = 36$ [kg] (70%), $M_{uva} = 3$ [kg] (6%), $M_{biosólido} = 0,5$ [kg] (1%) y $M_{tierra} = 12$ [kg], los cuales representan el 70%, 6%, 1% y 23% de la composición del sustrato, respectivamente. Finalmente, se obtiene una masa total de 51,5 [kg] para la matriz de sustrato. Los cálculos se detallan en el Anexo 7.5.

Se debe considerar que, si bien añadir enmiendas ricas en carbono al suelo puede ser una herramienta útil para la recuperación de suelos contaminados y la revegetación, su aplicación inadecuada puede tener implicancias en la calidad del agua subterránea. La materia orgánica altera la dinámica e interacción de los metales presentes en el suelo, ya que es capaz de liberar los metales de las partículas del suelo y formar complejos con ellos, volviéndolos solubles. Esta situación resulta en un aumento en la concentración de metales disueltos en el agua y puede facilitar su lixiviación. Por ende, se recomienda tomar precauciones en la aplicación de las dosis para lograr equilibrar la mejora en la calidad del suelo sin comprometer las fuentes de agua subterráneas.

Por otra parte, para determinar la cantidad de bentonita que se requiere para recubrir cada volumen de plantación con un espesor de 0,5 [cm] (equivalente a $0,00325$ [m^3]), es necesario definir la densidad seca de esta arcilla. Esta densidad debe equilibrar la adsorción eficiente de iones metálicos con la capacidad que tiene la bentonita de actuar como una barrera física (permeabilidad). Por lo anterior, se establece una densidad de 1100 [kg/m^3] con lo que se obtiene una masa aproximada de 3,5 [kg] de bentonita (Pusch, 2015).

3.4.4. Dosificación de EDTA y SDS

Es importante tener en cuenta que la absorción, acumulación y traslocación de metales pesados en las plantas, pueden variar debido a diversos factores tales como, la especie vegetal y el genotipo, las fluctuaciones climáticas y estacionales, las propiedades del suelo, las interacciones con otros elementos, los niveles de contaminación, entre otros, sin embargo, existe una tendencia general que sirve como guía inicial en estos procesos.

Los criterios utilizados para la selección de las concentraciones de los quelantes EDTA y SDS, tanto por separado como en combinación, se basa en el contexto específico del lugar y

del sistema en estudio, la capacidad de unión a uno o más metales pesados objetivos (Cu, Zn y Pb), así como en los resultados obtenidos en investigaciones previas presentadas en el inciso 2.6.1.2. También se considera el interés de realizar nuevos ensayos para ampliar el conocimiento en el campo y en particular, de la especie *Haplopappus foliosus* DC y *Solidago chilensis* Meyen.

A continuación, en la Tabla 11 se detallan las dosificaciones de los cinco tratamientos experimentales, además del control (T0), definidos para este ensayo piloto:

Tabla 11. Dosificación de EDTA y SDS a utilizar en cada tratamiento experimental. Elaboración propia.

Tratamiento	Dosificación $\left[\frac{mmol}{kg}\right]$	
	EDTA	SDS
T0	0	0
T1	2,5	0
T2	5	0
T3	0	2
T4	2,5	2
T5	5	2

Para determinar las cantidades de EDTA y SDS que se utilizan en el ensayo, es necesario conocer datos tales como, la masa de la matriz de sustrato por cada volumen de plantación, los pesos moleculares y la solubilidad de cada agente quelante. La masa del sustrato es calculada en el inciso 3.4.3 y corresponde a 51,5 [kg], los pesos moleculares son 372,24 [g/mol] y 288,38 [g/mol], y las solubilidades son 100 [g/L] y 130 [g/L] para EDTA y SDS, respectivamente (Merck, 2022; Merck, 2023).

A partir de esta información, es posible calcular la cantidad total requerida de EDTA y/o SDS para cada tratamiento, así como el volumen de solvente requerido para su disolución y posterior aplicación.

Una vez lista la matriz de sustrato en el volumen de plantación, se preparan las soluciones acuosas de los agentes quelantes y se agregan a cada volumen de trabajo según el tratamiento correspondiente. Esto debe ser finalizado previo al trasplante de las plantas, ya que de esta manera las soluciones se incorporan y asientan correctamente en la mezcla. Es importante tener presente para los siguientes cálculos, que cada tratamiento tiene a disposición 2 parcelas que son distribuidas arbitrariamente y cada parcela posee 20 plantas distribuidas también al azar, lo que suma un total de 40 plantas por tratamiento.

La Tabla 12 presenta la cantidad total de EDTA y/o SDS que se requiere para cada tratamiento, así como el volumen total que se usa para su disolución. También se detallada la dosificación por planta. Estos resultados son obtenidos de los cálculos realizados en el Anexo 7.6.

Tabla 12. Cantidad total de agentes extractantes en [kg], volumen total ajustado para la disolución en [L] y volumen aplicado a cada planta en [mL] por tratamiento. Elaboración propia.

Tratamiento	Cantidad de EDTA y/o SDS [kg]	Volumen total ajustado [L]	Volumen aplicado por planta [mL]
T1	1,9	20	500
T2	3,8	40	1000
T3	1,2	10	250
T4	3,1	30	750
T5	5,0	50	1250

Las pasos para elaborar las soluciones acuosas se enumeran a continuación:

1. Preparar un recipiente limpio y seco.
2. Medir en una balanza digital las cantidades exactas de agentes quelantes.
3. Medir en una balanza digital las cantidades de solvente.
4. Agregar gradualmente el o los quelantes en el recipiente, asegurando que no haya pérdidas.
5. Agregar gradualmente el agua destilada.
6. Agitar suavemente y machacar las partículas aglutinadas en el recipiente para ayudar a la disolución de los compuestos químicos en el solvente.

7. Verificar visualmente que no queden partículas sin disolver en la solución.
8. Etiquetar correctamente el recipiente con la concentración, el nombre del compuesto y el tratamiento al cual corresponde, para evitar confusiones.

3.4.5. *Obtención de especies de plantas*

La germinación y el crecimiento de la vegetación que se encuentra directamente sobre los relaves mineros son un gran desafío, ya que las características de estos residuos logran suprimir o disminuir las probabilidades de germinación de las semillas o ralentizar el crecimiento, afectando el rendimiento de la remediación del sitio especialmente en regiones con clima mediterráneo. Por ende, es crucial la obtención de plántulas lo suficientemente fuertes para asegurar un mayor control y tasa de éxito en su sobrevivencia, además de requerir menos tiempo en el experimento.

Las plántulas de las especies escogidas *Solidago chilensis* y *Haplopappus foliosus* se obtienen del vivero y jardín Pumahuida, ubicado en la comuna de Huechuraba en Santiago de Chile. Estas plantas son seleccionadas con una altura inicial en su parte aérea de entre 10 y 30 [cm] para ser sometidas a análisis en laboratorio, y posteriormente ser acondicionadas y trasplantadas de forma definitiva.

3.4.6. *Preparación de muestras vegetales y medición ICP-OES previo al proceso de fitorremediación*

Para medir la concentración de metales pesados en las muestras de las plantas de control, primero se deben preparar las distintas muestras vegetales que se van a analizar. Para este análisis se va a separar en el laboratorio la parte aérea (tallos, hojas e inflorescencias) y subterránea (raíces y rizomas) de cada especie. Luego, para asegurar una limpieza adecuada de las muestras, primero es necesario enjuagar con abundante agua corriente, segundo con agua destilada para garantizar una limpieza más completa y, por último, con agua desionizada para eliminar cualquier resto de tierra que pueda estar adherida en la superficie, el exceso de agua se elimina utilizando papel absorbente. Posteriormente, las muestras se cortan para reducir su tamaño, se introducen en sobres de papel de mantequilla y se colocan en una estufa a 50 [°C] hasta conseguir que la masa sea constante. Una vez completado este proceso, las

muestras se muelen y tamizan utilizando un tamiz de abertura de 1 [mm] (malla ASTM No. 18) y finalmente, se homogenizan para posteriormente medir sus masas.

Al igual que en las muestras iniciales de relave, se utiliza la técnica ICP-OES para medir la concentración de metales en las muestras vegetales, por lo que estas deben ser preparadas y sometidas a los dos procedimientos previos: predigestión y digestión.

3.4.7. Preparación del terreno

Es importante considerar la limpieza del terreno escogido, la eliminación de malezas y de cualquier objeto que dificulte el armado del sistema de fitorremediación. Para despejar el área se utilizan métodos de limpieza manual con herramientas para uso intensivo en superficies más endurecidas, por ejemplo, palas, rastrillos, picotas, azadones, etc. Además, para asegurar la protección del área de estudio y evitar el ingreso de personas no autorizadas y animales herbívoros cercanos, se instala un cercado de malla de alambre (malla de gallinero), el cual se afirma por estacas de madera cada aproximadamente 3 metros, con una altura de entre 70 y 100 [cm] sobre el suelo y enterrados a una profundidad de 15 a 20 [cm], tanto para la malla como para las estacas. Adicionalmente, para evitar la contaminación entre parcelas se instala una malla raschel 20 [cm] de altura a lo largo del perímetro de cada una de ellas.

Luego, se hacen las delimitaciones del área y los agujeros con cuerdas con las dimensiones propuestas en el inciso 3.4.1. Una vez excavados los hoyos cuadrados, se incorpora el biosólido, el orujo de uva y la tierra de hojas en las cantidades calculadas en el inciso 3.4.3.

3.4.8. Acondicionamiento y trasplante

Es importante realizar un traslado gradual de las plántulas y en una temporada adecuada, ya que se necesita que estas se encuentren lo suficientemente fuertes para poder aumentar las probabilidades de sobrevivencia y establecimiento en el sitio de estudio. Debido a lo anterior, las plántulas son trasladadas al vecindario del relave Indey 1 y dejadas al aire libre durante 4 semanas para que se aclimaten progresivamente (Fase I) antes de ser trasplantadas a su lugar de desarrollo definitivo (Fase II).

La primera fase se realiza a principios de octubre, ya que en este mes se presentan las últimas heladas de primavera antes del inicio del verano. Además, como parte de una etapa intermedia, cada planta se cubre con una tela antiheladas durante las primeras dos semanas de adaptación, la cual se encuentra fabricada con un material poroso y transpirable que permite el paso del agua y aire, y al mismo tiempo protege a las plantas de las bajas temperaturas, lluvias, vientos, insectos, etc. En las dos semanas restantes las plantas se dejan sin protección, directamente a la intemperie.

Después del periodo de aclimatación y previo a realizar el trasplante, se verifica la densidad de raíces de cada planta, se asegura que la matriz de sustrato esté adecuadamente humedecida y se realiza una poda de raíces de cada planta a una longitud de 5 [cm] para facilitar la comparación de su crecimiento una vez que se inicie la reubicación. El trasplante se realiza de forma manual en el mes de noviembre.

Una vez finalizado el trasplante, se añade un bioestimulante foliar hecho a base de algas marinas *Ascophyllum nodosum*, como una fuente adicional de nutrientes esenciales, ya que facilita el trasplante, reduce la absorción de sodio por parte de la planta, estimula el crecimiento y fortalece el sistema radicular (Tarazona, 2019).

La dosis recomendada de estimulador para plantas ornamentales de campo es de 2 litros por hectárea [L/ha] y dado que el área total de plantación es de 0,006 [ha] (60 m²), se requieren disolver 0,012 [L] (12 [mL]) de producto (Anasac, 2023). Para su aplicación, los 12 [mL] se deben diluir en 238 [ml] dentro de una botella rociadora con capacidad de 250 [ml], y se considera que 1 [ml] de solución corresponde a 2 pulverizaciones, lo que significa que para 250 [ml] se obtienen 500 pulverizaciones. Finalmente, como el total de plantas en el ensayo es de 240, se asignan 2 pulverizaciones por plántula.

3.4.9. Requerimiento de agua y sistema de riego

Las necesidades de riego de las plantas dependen de una variedad de factores, fundamentalmente de las condiciones ambientales del sitio, el tipo de suelo, las características propias de las especies y la eficiencia del sistema de riego.

Tras haber concretado el trasplante, se le suministra agua al sistema durante los tres primeros meses, debido a que hay que asegurar que las plantas juveniles logren asentarse correctamente en el terreno. Posterior a los tres meses, se suspende la administración de agua, ya que ambas especies una vez maduras requieren de muy poco cuidado.

Para efectos de simplicidad en la estimación de la cantidad de agua necesaria para los meses de noviembre, diciembre y enero, se trabaja con la evapotranspiración (ET), proceso que considera la cantidad de agua total que se evapora directamente desde la superficie del suelo y la que se pierde por la transpiración de las plantas (Minvu, 2016). Si bien, el valor anterior no corresponde a las necesidades totales de las plantas, es la suficiente para un crecimiento adecuado (Pou, 2007).

La evapotranspiración del cultivo (ET_c) $\left[\frac{\text{mm}}{\text{mes}}\right]$ se calcula según la siguiente ecuación (Minvu, 2016):

$$ET_c = K_L \cdot ET_o$$

Donde:

K_L : Coeficiente de paisajismo [-].

ET_o : Evapotranspiración local del cultivo de referencia en condiciones estándar en el mes más caluroso $\left[\frac{\text{mm}}{\text{mes}}\right]$.

El ET_o es el primer paso para determinar la demanda hídrica de un cultivo y representa la evapotranspiración local en una superficie de referencia estándar, generalmente con césped bien irrigado (Minvu, 2016). Este parámetro se calcula a través de modelos que toman en

cuenta variables meteorológicas de la zona en que se encuentra el proyecto, tomándose como referencia el mes de enero como el más caluroso del año en Andacollo según el registro de temperatura histórico de la comuna, presentado en el Gráfico 5. Con lo anterior, se obtiene el valor promedio de $ET_o = 184$ [mm/mes] para el mes de enero desde el año 2014-2022 a través de la red de estaciones agrometeorológicas del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) y el Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CAEZA) (INIA & CAEZA, 2023).

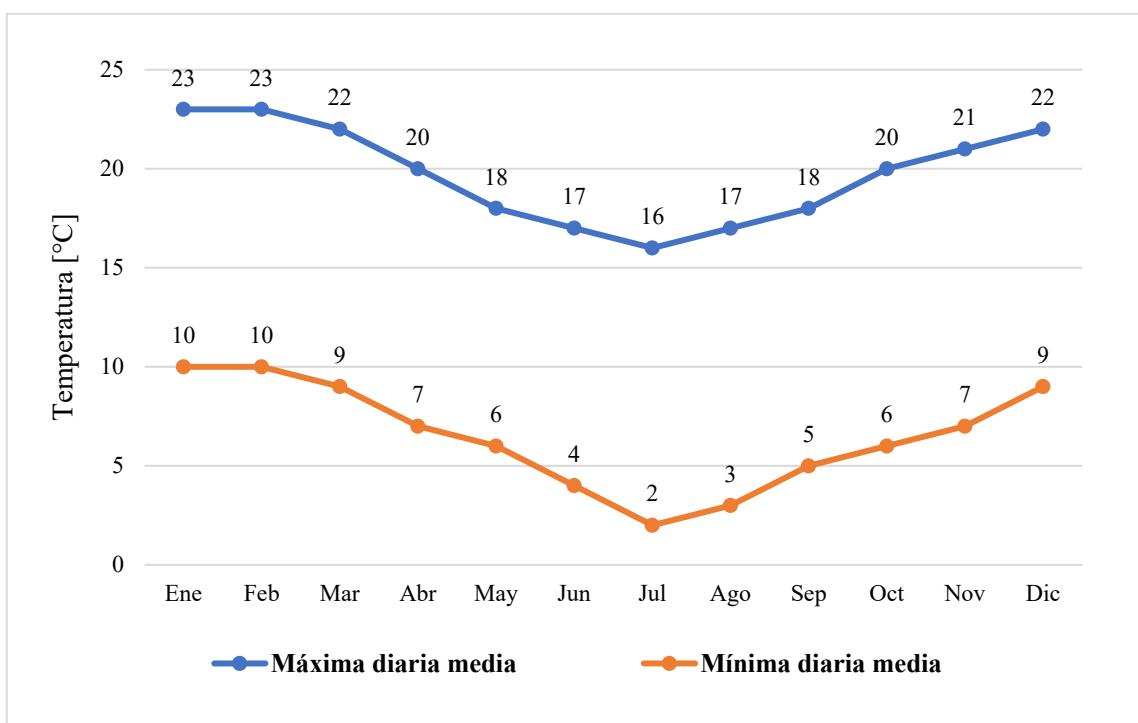


Gráfico 5. Temperaturas medias máximas y mínimas [°C] históricas de la comuna de Andacollo, Región de Coquimbo. Elaborado a partir de (Meteoblue, 2023).

El coeficiente de paisajismo (K_L), es un factor que se utiliza para estimar el ET_c en un entorno específico, ya que representa la influencia que tiene el paisaje circundante en la pérdida de agua, teniendo en cuenta las características del suelo, vegetación y microclima. Se calcula según la siguiente ecuación (Minvu, 2016):

$$K_L = K_S \cdot K_D \cdot K_{MC}$$

Donde:

K_L : Coeficiente de paisajismo [-]

K_S : Factor de especie [-]

K_D : Factor de densidad [-]

K_{MC} : Factor de microclima [-]

Los factores K_S , K_D y K_{MC} para cada especie, son seleccionados según las clasificaciones que más se logran asemejar al sitio de estudio. Estas clasificaciones se encuentran en el Anexo 7.7, al igual que los valores de cada factor. Una vez identificados los valores de los tres factores, se calcula el K_L para cada especie. Finalmente, se obtiene un $K_L = 0,13$ [-] para *Haplopappus Foliosus* y un $K_L = 0,3$ [-] para *Solidago Chilensis*.

Con el valor de $ET_0 = 184$ [mm/mes] y los valores de K_L para cada especie, se obtiene un $ET_c = 24$ [mm/mes] para *Haplopappus foliosus* y un $ET_c = 55$ [mm/mes] para *Solidago chilensis*. La especie *Solidago chilensis* es la que pierde mayor cantidad de agua, es decir, la que requiere mayor suministro de este recurso, por lo que se utiliza como base para los siguientes cálculos.

Considerando que el requerimiento de agua por planta es de $ET_c = 55$ [mm/mes] (equivalente a $0,002$ [m/día]) y el área de la matriz de sustrato de $0,25$ [m²], se estima que el volumen aproximado de agua que requiere por día cada planta del ensayo es de $0,0005$ m³ (igual a 500 [ml]), es decir, necesita el suministro de un caudal de $0,02$ [L/h]. Para el sistema completo de fitorremediación que abarca las 12 parcelas y las 20 plantas en cada una de ellas, el requerimiento hídrico teórico total para los meses indicados es de 12000 [L].

Otra parte importante es evaluar la técnica de riego, ya que es crucial elegir un sistema que se adapte, que racionalice y optimice al máximo el uso del agua como un bien escaso. Se pueden considerar diversos componentes para seleccionar la técnica más apropiada, como, por ejemplo, las condiciones ambientales, el tipo de cultivo, el tipo de suelo, recursos económicos y tecnológicos, la escala del proyecto, la disponibilidad de agua, etc. Si bien, todo sistema de riego presenta ventajas y desventajas, como se muestra en el Anexo 7.8, la

elección final depende principalmente del objetivo de riego, la eficiencia del sistema y el contexto en el que se utilice.

La disponibilidad de agua es el factor de mayor incidencia en la elección de la técnica que se utiliza en este ensayo, debido a que la realidad hídrica de la zona en la que se emplaza el proyecto es crítica y que es clasificada como ‘zona de estrés hídrico’ (Minvu, 2016). Por lo mismo, también se requiere que la estrategia de irrigación presente un alto porcentaje de eficiencia.

El tipo de riego que es más adecuado para las necesidades de este estudio, tanto por su elevada eficiencia que varía entre un 80 y 95%, como su utilidad en zonas donde el agua escasea, es el riego por goteo (Anselmo et al., 2020; Regaber, 2022). Este método consiste en la aplicación de agua gota a gota sobre el suelo de manera localizada, lenta y constante alrededor de la planta, caracterizándose por riegos frecuentes, pero de bajo caudal. Lo anterior, facilita la absorción por parte de las raíces, ayuda a mantener un nivel óptimo de humedad en la zona radicular y asegura que todas las plantas reciban una cantidad uniforme de agua (Comisión Nacional de Riego, 2009).

El riego por goteo funciona con una red de tuberías de distribución de PVC y polietileno, que comúnmente requiere de un equipo de bombeo para que el agua se encuentre con presión al interior de la tubería, lo que demanda algún tipo de energía externa como energía eléctrica, solar o combustión. Sin embargo, para este ensayo se utiliza en su reemplazo el riego por goteo desde un estanque acumulador de agua, utilizando la energía gravitacional.

Para utilizar la gravedad como fuerza impulsora y conservar la gran eficiencia que caracteriza la técnica de gota a gota, es necesaria una diferencia de altura entre el depósito y el cultivo, de manera que la presión entregada al sistema sea suficiente para garantizar que el agua baje desde el tanque y sea distribuida por las tuberías de riego. El Centro Nacional de Riego (CNR) del Ministerio de Agricultura de Chile, recomienda una diferencia de al menos 12 metros para una correcta operación (Anselmo et al., 2020), por ende, se aprovecha el desnivel de 7 metros que hay en el terreno como se observa en la Ilustración 19 y adicionalmente, en

la parte superior del terreno se instala una estructura o torre para elevar el contenedor de agua 5 metros más (Ilustración 20).



Ilustración 19. Desnivel de terreno en la zona 1 del Relave Indexy 1. Elaboración propia con Google Maps.

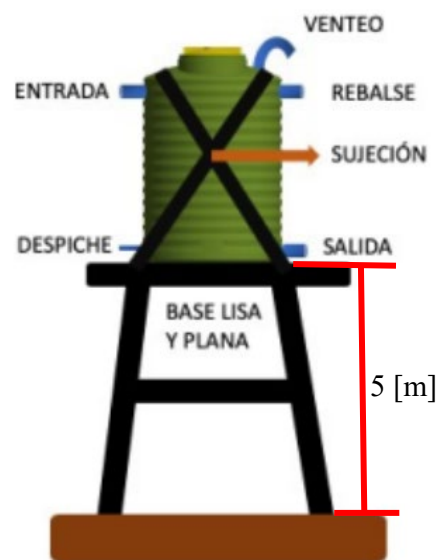


Ilustración 20. Instalación sobre torre de estanque de acumulación de agua (Bioplastic, 2023).

Una vez definida la cantidad de agua necesaria, el método de riego y la fuente de energía, se procede a evaluar la calidad del agua que se necesita.

En el contexto actual, uno de los factores que más influye en la elección del tipo de agua a utilizar, es la salinidad. Es típico de las zonas áridas, la alta concentración de sales minerales disueltas en los cuerpos de agua, debido a la alta evapotranspiración en los meses más calurosos (Muñoz & Villagrán, 2012). Además, el mineral de cobre puede contener diferentes sales y minerales como silicio (Si), calcio (Ca), manganeso (Mn), sodio (Na), potasio (K), entre otros, que influyen directamente en la salinidad del relave (Cochilco, 2022).

Por otro lado, hacia el norte de Chile el agua se caracteriza por ser extremadamente dura, es decir, contiene altos niveles de sales minerales, en particular sales de calcio y magnesio. Lo anterior, si bien no daña la salud, es capaz de acortar la vida útil de los equipos y cañerías con las que se encuentra en contacto, ya que, al exponerse a altas temperaturas provoca que compuestos químicos como el carbonato de calcio (CaCO_3), precipiten y se incrusten, provocando fallas en el sistema de irrigación (Limpiafondos, 2018).

Con estos antecedentes, se decide el uso de agua destilada para asegurar la eliminación de impurezas, contaminantes y una reducida cantidad de sales minerales.

3.4.10. Plan de monitoreo y seguimiento

El monitoreo periódico de un ensayo piloto permite ajustar, recopilar y comparar información sobre el desarrollo y fitotoxicidad de las plantas en estudio, esto con el fin de comprender mejor el comportamiento de cada especie en relación con su entorno y poder asegurar las mejores condiciones para la fitoestabilización y fitoextracción. Además, un correcto seguimiento ayuda a validar los tratamientos en los que se ha logrado una cobertura vegetal adecuada, un sistema químicamente seguro para el medio ambiente y autosustentable.

Para el diseño de un plan exitoso, es importante el uso de protocolos y métodos estándares que cumplan con criterios internacionales de aseguramiento y control de calidad (ISO, EPA, ASTM, OMS, etc.), ya que de esta manera se obtienen resultados coherentes y comparables entre sitios y/o tratamientos.

En todas las parcelas de experimentación se realizan mediciones de las propiedades fisicoquímicas del suelo, tales como el pH, grado de compactación, conductividad eléctrica, contenido de humedad superficial, capacidad de intercambio catiónico, nivel de nutrientes y materia orgánica, etc. Para las plantas, se lleva un registro fenotípico que abarca aspectos como el color, tamaño, número de hojas, signos de estrés o enfermedades, entre otros. De igual manera, se registran las características observables de la matriz de sustrato, como, por ejemplo, color, textura, presencia de organismos, signos de erosión, entre otros.

Para los tres primeros meses después del trasplante, se llevan a cabo registros quincenales, y, posteriormente, se realizan mensualmente hasta completar cada periodo de experimentación de 7 y 19 meses, dando en total 22 días de registro. Estas mediciones permiten evaluar los distintos efectos que tiene añadir enmiendas o compuestos químicos, sobre el desarrollo normal de las plantas. Esta información es de gran valor, ya que a partir de ella se pueden generar distintos planes de acción que colaboran con el correcto desarrollo del experimento, sirviendo como guía para que futuras investigaciones usen las mismas especies, enmiendas y/o agentes quelantes.

La información se registra de forma escrita y digital, ayudando a identificar tempranamente si la especie se mantiene estable, mejora su crecimiento y desarrollo vegetal o si es afectada por algún factor, en comparación con las medidas registradas en periodos anteriores. A continuación, en la Tabla 13 se presentan las características y propiedades que se estudian en estos experimentos.

Tabla 13. Características fenotípicas y propiedades fisicoquímicas por monitorear quincenal y mensualmente en el sitio de experimentación. Elaboración propia.

Característica / propiedad	Descripción
Altura de la planta	Para determinar la tasa de crecimiento de la planta verticalmente, se mide la longitud de las plantas desde la base del tallo hasta la parte más alta. Las mediciones se realizan con una regla o flexómetro [cm].

Color, forma, número y textura de las hojas	Para evaluar la salud de las plantas y detectar posibles síntomas de fitotoxicidad, se realiza una evaluación descriptiva visual y táctil de estos indicadores, en comparación con una planta saludable. Se apoya de registros fotográficos.
Plaga o maleza	Para controlar la presencia de insectos o especies vegetales invasoras que puedan alterar el sistema de fitorremediación, se requiere determinar si es necesario aplicar plaguicidas y en qué dosis, según el caso. Se registra si esta condición estuvo presente o no durante el crecimiento.
pH	Para conocer el nivel de acidez o alcalinidad del sustrato se evalúa el pH, ya que afecta la biodisponibilidad de los nutrientes y metales pesados para las plantas. Se mide con un pH metro [-].
Conductividad Eléctrica (CE)	Para determinar la salinidad y la presencia de iones disueltos en el sustrato se calcula la CE, debido a que influye en la disponibilidad de agua y en la absorción de nutrientes esenciales de las plantas. Se mide con un conductímetro [mS/cm].
Humedad	Para conocer el estado de hidratación del sustrato, se monitorea la humedad con un medidor de humedad de suelo [%].
Temperatura del suelo	Para evaluar la influencia de este factor en el crecimiento de las plantas, la descomposición de la materia orgánica y la evaporación del agua, se mide la temperatura del suelo. Este parámetro entrega información sobre las variaciones estacionales y efectos del clima en el sistema de fitorremediación. Se mide con un termómetro y se expresa en [°C].
Cobertura vegetal	Para determinar el nivel de ocupación y expansión de las especies vegetales, se evalúa la cobertura vegetal. Este indicador refleja el progreso en el crecimiento de las plantas y la producción de la biomasa, factores claves para la fitorremediación. Se estima con el porcentaje del área que la vegetación cubre dentro de una cuadrícula de 1 [m] x 1 [m].

Se realizan observaciones adicionales con el fin de detallar el proceso de crecimiento y desarrollo de la planta. Estas incluyen aspectos como la floración, la pudrición, los olores, la caída de hojas y/o flores, la adición de agua y fertilizante, entre otros.

Hay ciertas características que no se pueden monitorear directamente de forma periódica, ya que requieren perturbar o dañar el sistema de fitorremediación. Si bien, existen métodos

indirectos más avanzados y no destructivos para medirlas, no se consideran en este estudio para evitar el aumento en los costos del proyecto. A continuación, se describen algunas de estas características.

Desarrollo del sistema radicular

- Es esencial para la absorción de contaminantes y estabilización del suelo.
- Un sistema radicular saludable mejora la eficiencia de remediación del suelo.
- Se mide la masa y tamaño de las partes subterráneas mediante muestreo destructivo al final del ensayo.

Producción de biomasa

- Es esencial para la eficacia de la fitorremediación, ya que indica la materia orgánica generada por la planta.
- Una mayor producción, indica mejor desarrollo vegetal a nivel de raíces, tallo y hojas.
- Se mide la masa y tamaño de las partes aéreas mediante muestreo destructivo al final del ensayo.

Concentración de metales pesados

- Indica niveles de metales en suelo y tejidos vegetales, de manera de evaluar la contaminación y eficacia de la fitorremediación.
- Se requiere cosechar las plantas, analizar las muestras vegetales y del sustrato.
- Se utiliza la técnica ICP-OES para el análisis químico.

Para complementar el monitoreo y seguimiento quincenal y mensual, se lleva a cabo en paralelo un registro fotográfico. En el Anexo 7.9 se presenta un formato de plantilla en Microsoft Excel para monitorear los rasgos mencionados en la Tabla 13.

3.4.11. Plan de cosecha, preparación de muestras y mediciones ICP-OES posterior al proceso de fitorremediación

Para establecer un plan de cosecha, se parte de la suposición de que, de las 10 plantas de cada especie presentes por parcela (detallado en el inciso 3.4.1), sólo 3 sobreviven, lo que equivale

a cosechar 72 plantas en total. Al finalizar el primer periodo de experimentación de 7 meses, en cada parcela se cosechan 3 plantas de una de las dos especies, la cual es seleccionada al azar. Las 3 plantas restantes en cada parcela corresponden a la otra especie y se cosechan al terminar el segundo periodo de 19 meses.

Para la cosecha, las plantas individuales se deben retirar cuidadosamente de los hoyos, quitando el exceso de sustrato. Luego, se colocan en una bolsa de plástico correctamente etiquetadas, para poder realizar su traslado al laboratorio, donde son aisladas en parte aérea (brotes, tallos y hojas) y parte subterránea (rizomas y raíces). Las 72 bolsas son etiquetadas con el siguiente formato:

PT-EF-W

Ilustración 21. Formato de etiquetado de plantas.

Donde

P: N° de parcela (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12)

T: N° de tratamiento (0, 1, 2, 3, 4, 5)

E: Tipo de especie (1 = *Haplopappus foliosus*, 2 = *Solidago chilensis*)

F: Mes de cosecha (7, 19)

W: N° de réplica (1, 2, 3)

Una vez que llegan las muestras al laboratorio, se lleva a cabo la limpieza, secado, tamizado y medición de la masa de cada una, con el fin de determinar la producción de biomasa seca de cada planta. Con relación a las muestras del sustrato, estas se recolectan en los primeros 15 – 20 [cm] superiores de suelo alrededor de las raíces, y su preparación consiste en eliminar todas las hojas, raíces y restos vegetales para después secar y tamizar el sustrato.

Tras la preparación de las muestras vegetales y del suelo, es necesario evaluar los resultados del sistema con un análisis cuantitativo de Cu, Pb y Zn. La medición de los metales de interés se realiza a través de la técnica de análisis multielemental ICP-OES, de la misma manera que se hace con las muestras iniciales previo al proceso de fitorremediación. Por lo tanto, se repite

el método de cuarteo y pretratamiento de muestras descritos en el inciso 3.4.2 y 3.4.6, según corresponda. Una vez conocidas las concentraciones finales de cada tratamiento, se proceden a calcular los respectivos porcentajes de eficiencia de extracción (EE), factor de traslocación (FT) y factor de bioconcentración con respecto a las raíces (FBC).

Para validar los datos obtenidos mediante ICP-OES se realiza un Análisis de Varianza (ANOVA) con un nivel de confianza del 95% ($p < 0,05$) a las medias de los triplicados de cada tratamiento posterior a la fitorremediación. Lo anterior, con el objetivo de determinar si existe una diferencia significativa entre los distintos tratamientos de fitorremediación propuestos (T1, T2, T3, T4 y T5) y el control (T0). Si el resultado del ANOVA llamado valor de probabilidad (p-value) es menor que 0,05; indica que existe suficiente evidencia para concluir que hay diferencias significativas, por lo que se procede a realizar la prueba post hoc de Tukey-Kramer para comparaciones múltiples entre pares de grupos específicos. En caso contrario, se concluye que no hay diferencias significativas entre los pares de grupos. Esta prueba tiene en cuenta el tamaño de la muestra y la varianza entre los grupos para ajustar los valores de significancia y controlar el error tipo I.

Adicionalmente, se evalúa el coeficiente de variación, el cual relaciona la desviación estándar y la media de las concentraciones de cada tratamiento, de forma de poder determinar qué tan dispersos están los datos con respecto a la media. Para que la media aritmética sea aceptada y representativa para los conjuntos de datos, el coeficiente debe ser menor o igual al 5%.

3.5. Equipamiento y materiales

Para la implementación y el monitoreo del sistema de fitorremediación propuesto, se necesitan los instrumentos que se enlistan más abajo. Las especificaciones se encuentran detalladas en el Anexo 7.10.

- ✓ Medidor de humedad del suelo.
- ✓ Medidor multiparámetro (pH, CE, salinidad y temperatura).
- ✓ Estanque de acumulación 15000 [L].
- ✓ Balde de plástico.

- ✓ Malla Antihelada.
- ✓ Pala punta huevo.
- ✓ Vaso precipitado grande de vidrio.
- ✓ Llanera recta.
- ✓ Balanza digital.
- ✓ Plataforma de pesaje
- ✓ Lentes de seguridad.
- ✓ Casco de seguridad.
- ✓ Calzado de seguridad.
- ✓ Guantes multipropósito.
- ✓ Overol desechable.
- ✓ Frascos plásticos.
- ✓ Agitador magnético.
- ✓ Set de herramientas de jardín.
- ✓ Set de materiales de vidrio de laboratorio.
- ✓ Tambor plástico.
- ✓ Botella de spray.

3.6. Insumos

Para llevar a cabo el ensayo piloto y el monitoreo del sistema de fitorremediación propuesto, se necesitan los insumos que se encuentran en la lista de más abajo. Las especificaciones se encuentran detalladas en el Anexo 7.11.

- ✓ Solución de calibración pH 7,01
- ✓ Solución de calibración pH 4,01
- ✓ Solución de calibración CE
- ✓ Solución de calibración NaCl
- ✓ Bidón de agua destilada
- ✓ Dodecil sulfato de sodio (SDS)
- ✓ Ácido etilendiaminotetraacético (EDTA)
- ✓ Tierra de hoja

- ✓ Bentonita
- ✓ Plántulas de *Haplopappus foliosus*
- ✓ Plántulas de *Solidago chilensis*
- ✓ Bioestimulante foliar
- ✓ Protector solar
- ✓ Guantes de nitrilo
- ✓ Orujo de uva
- ✓ Biosólidos

3.7. *Gestión de residuos*

Los principales residuos generados en el sistema propuesto de fitorremediación son sólidos, por lo que no se considera en este estudio la generación de desechos líquidos y gaseosos para efectos de simplicidad.

El residuo sólido de mayor volumen proviene de la matriz de sustrato de cada planta utilizada en el ensayo. Para calcular la cantidad total utilizada, se considera la masa que hay en cada volumen de plantación (51,5 [kg]), la cantidad total de plantas en el ensayo (240 plantas) y una densidad ponderada del sustrato igual a 1416 [kg/m³], entregando un volumen de residuos de 9 [m³].

Debido a la magnitud y el riesgo de su manejo, ya que aún puede contener concentraciones considerables de metales pesados y agentes quelantes, se contrata un servicio de retiro y disposición de residuos sólidos peligrosos hacia el vertedero controlado más cercano al emplazamiento del proyecto es el relleno sanitario “El Panul” (-30.015717, -71.361107) una vez concluido el ensayo.

Otros residuos generados durante el proceso de fitorremediación, pero en menor medida, son los residuos sólidos no peligrosos generales como los materiales plásticos, desechables, envoltorios de alimentos, etc., los cuales son depositados en tambores de plástico de 230 [L] y posteriormente, dispuestos en camiones recolectores de basura.

3.8. *Instalaciones*

Para llevar a cabo el ensayo, es necesario contar con zonas específicas para garantizar el adecuado desarrollo de las actividades y la seguridad del personal. Esto incluye baños para el personal; una bodega para resguardar los equipos, materiales e insumos, considerando que todos estos serán comprados una sola vez al inicio del proyecto; y una oficina equipada para las mediciones y registros quincenales y mensuales que lleva a cabo el personal. Por lo que, se arrienda un baño químico, una caseta para bodega y otra para oficina.

CAPÍTULO IV

4. ESTUDIO ECONÓMICO

4.1. Moneda para la evaluación

Para la evaluación económica se utiliza el peso chileno (CLP) como moneda de cambio. Esto se debe a que la compra o arriendo de insumos, instalaciones y adquisición de equipos se realiza en el mercado nacional, y su estructura de costos se ve afectada por el peso chileno. La nula utilización del mercado extranjero hace innecesaria la utilización de otra moneda en el análisis económico.

4.2. Alternativas de financiamiento

Existen diversas opciones de financiamiento que permiten garantizar la viabilidad económica del proyecto, ya sea generando oportunidades para costear en su totalidad o una fracción de este. Su adecuada elección depende de factores tales como, la escala del proyecto, el monto económico a financiar, el plazo de financiamiento, la capacidad de pago, las condiciones de devolución, los objetivos del programa, etc.

Los tipos de financiamiento van desde la utilización de recursos propios, fondos concursables públicos y privados, préstamos de bancos e instituciones financieras, hasta el capital de riesgo, siendo común el uso de sus combinaciones. A continuación, se describen brevemente las dos opciones que se alinean mejor con el propósito del proyecto, que es la Investigación y Desarrollo (I+D).

- **Fondos concursables:** son recursos que el gobierno u otras entidades públicas o privadas ponen a disposición de emprendedores y organizaciones, para que puedan llevar a cabo sus proyectos. No necesitan ser devueltos, siempre y cuando se cumplan con las metas y objetivos establecidos en el proyecto.

- **Préstamos de bancos e instituciones financieras:** son acuerdos financieros en los que una entidad bancaria proporciona una cantidad específica de dinero al solicitante, con la obligación de devolver ese monto en un plazo acordado, más los intereses generados. Estos préstamos requieren generalmente del respaldo de garantías o avales.

En la Tabla 14 se presentan y resumen algunas opciones de financiamiento a nivel nacional e internacional, que trabajan con la investigación y el desarrollo de proyectos. La elección de la fuente debe buscar maximizar el monto otorgado, dado que el presente estudio no busca un retorno económico, sino que apunta a mitigar los efectos de los relaves como pasivos ambientales.

Tabla 14. Alternativas de financiamiento. Elaboración propia.

Tipo - Nombre	Objetivo	Plazo de ejecución (meses)	Monto préstamo (CLP)	Referencia
Fondo concursable público *ANID – Investigación Tecnológica	Apoyar el financiamiento de proyectos de I+D para resolver problemas de interés público.	24	Hasta \$212.000.000, cofinanciado en un 15% por los beneficiarios del monto subsidiado.	(ANID, 2023)
Fondo concursable público *ANID – Valorización de la Investigación en la Universidad (VIU)	Fomentar una cultura de emprendimiento innovador en la comunidad universitaria, basada en la valorización de las investigaciones científicas y/ tecnológicas por estudiantes o egresados.	12	Hasta \$32.000.000, cofinanciado en un 20% por los beneficiarios del monto subsidiado.	(ANID, 2023)

Fondo concursable público *ANID – **IDeA I+D	Impulsar el desarrollo de proyectos I+D para resolver problemas de interés público (entidades públicas, privadas y sociedad civil)	24	Hasta \$220.000.000, cofinanciado en un 20%.	(ANID, 2023)
Fondo concursable privado - BRAIN (Business, Research, Acceleration, Innovation) Chile	Apoyar proyectos basados en ciencia y tecnología con algún grado de validación, como pruebas experimentales, pruebas de concepto y/o prototipos que demuestren su factibilidad técnica.	5	\$2.000.000	(BRAIN Chile, 2023)
Fondo concursable público Unesco – Programa Internacional de Geociencias (IGCP)	Promover la investigación geocientífica en beneficio de la sociedad, apuntando a la sostenibilidad y resiliencia.	60	\$ 8.664.300	(Unesco, 2023)

*ANID: Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo.

**IDeA I+D: Instrumento de financiamiento administrado por la ANID.

Hay fondos que piden un porcentaje de financiamiento por parte de los beneficiarios para cofinanciar el proyecto, el cual varía entre un 15% a un 30%. Es por lo anterior, que, en caso de ser necesario, se complementará con préstamos o créditos “verdes” que ofrecen algunas instituciones financieras, los cuales son programas de financiamiento destinados a proyectos e iniciativas que contribuyan a generar impactos ambientales y sociales positivos a través del desarrollo sostenible. En Chile, algunas instituciones que los ofrecen son el Banco Santander (Crédito Verde), Banco Estado (Mundo Verde), Banco BCI (Financiamiento Sostenible) y CORFO (Crédito Verde).

4.3. Costos

La estructura de costos se realiza en base a cotizaciones en línea, que incluye las referencias del Anexo 7.10 y Anexo 7.11 y otras cotizaciones adicionales (PMA, 2023; CYPE Ingenieros, S.A., 2023; Furgonet, 2023; habitissimo, 2023).

4.3.1. Inversión inicial

En la Tabla 15, se detallan los costos asociados a la inversión inicial del ensayo propuesto, la cual considera la adquisición de activos que generen beneficios para el proyecto en un tiempo prolongado, ya sean tangibles o intangibles. Estos activos son esenciales para asegurar que el proyecto de desarrolle adecuadamente en su fase operativa. Entre estas inversiones se encuentran las instalaciones, los equipos y materiales.

Tabla 15. Detalle de costos de la inversión inicial del ensayo piloto. Elaboración propia.

	UNIDAD	CANTIDAD	P. UNITARIO	P. TOTAL
Instalaciones				\$16.470.637
Estanque de acumulación	un	1	\$2.567.709	\$2.567.709
Sistema de riego por goteo	m ²	400	\$5.000	\$2.000.000
Estructura metálica	kg	2250	\$5.290	\$11.902.928
Equipos y materiales				\$2.499.367
Medidor multiparámetro	un	1	\$1.079.568	\$1.079.568
Medidor de humedad suelo	un	1	\$619.144	\$619.144
Vasos precipitados 2000 [ml]	un	10	\$9.611	\$96.110
Set de materiales de vidrio	un	1	\$289.999	\$289.999
Frasco de plástico	un	100	\$363	\$36.295
Balde de plástico (20 [L])	un	10	\$3.471	\$34.710
Pala acero inoxidable	un	2	\$57.985	\$115.970
Plataforma de pesaje	un	2	\$39.990	\$79.980
Balanza digital	un	1	\$19.990	\$19.990
Botella de spray	un	1	\$1.261	\$1.261
Llana recta	un	4	\$7.590	\$30.360
Set de herramientas de jardín	un	2	\$47.990	\$95.980
Total inversión inicial				\$18.970.004

4.3.2. Costos iniciales

En la Tabla 16, se detallan los costos de las actividades y recursos que son esenciales para el comienzo del proyecto. Estos se consumen al inicio o durante las primeras fases del proyecto, y, a diferencia de los activos del inciso 4.3.1, no se recuperan con el tiempo.

Los costos iniciales se originan en etapas previas al inicio del ensayo, tales como la preparación del terreno y el volumen de trabajo, compra de insumos para preparar las soluciones de los agentes quelantes y las de calibración, el pago del personal honorario, el transporte de materia prima y los implementos del Equipo de Protección Personal (EPP) para los trabajadores.

Tabla 16. Detalle de los costos iniciales del ensayo piloto. Elaboración propia.

	UNIDAD	CANTIDAD	P. UNITARIO	P. TOTAL
Terreno				\$2.362.943
Desmalezar terreno	m ²	399	\$541	\$215.939
Malla alambre perimetral (servicio)	ml	80	\$11.619	\$929.520
Malla raschel perimetral (servicio)	ml	216	\$5.222	\$1.127.952
Excavación volumen de plantación	m ³	12	\$7.461	\$89.532
Volumen de trabajo				\$2.994.210
Compra <i>Haplopappus foliosus</i>	un	120	\$2.200	\$264.000
Compra <i>Solidago Chilensis</i>	un	120	\$3.000	\$360.000
Malla antihelada	un	24	\$4.500	\$108.000
Bioestimulante	un	1	\$13.790	\$17.720
Saco tierra de hojas (80 [L])	un	66	\$14.990	\$989.340
Bentonita (saco 25 [kg])	un	35	\$29.738	\$1.040.830
Biosólido	kg	120	\$0	\$0
Orujo de uva	kg	720	\$20	\$14.400
Tambor de plástico (230 [L])	un	4	\$49.980	\$199.920
Insumos para soluciones y monitoreo				\$8.542.373
SDS	kg	4	\$72.300	\$257.704
EDTA	kg	12	\$426.800	\$4.909.146
Agua destilada para EDTA y/o SDS (Bidón 5 [L])	un	46	\$1.350	\$62.100
Solución de calibración pH	un	2	\$11.781	\$23.562
Solución de calibración CE	un	1	\$26.180	\$26.180
Solución de calibración de NaCl	un	1	\$23.681	\$23.681
Agua destilada para estanque (bidón de 5 [L])	un	2400	\$1.350	\$3.240.000

Personal honorario				\$1.400.000
Jardinero	per	2	\$350.000	\$700.000
Operario agrícola trainee	per	2	\$350.000	\$700.000
Transporte				\$436.860
Arriendo camión de carga + bencina (transporte biosólidos y orujo de uva)	día	1	\$155.590	\$155.590
Chofer camión de carga	día	1	\$40.000	\$40.000
Arriendo furgón de carga + diésel (transporte de plántulas)	día	1	\$191.270	\$191.270
Chofer furgón	día	1	\$50.000	\$50.000
Seguridad				\$703.160
Botiquín	un	1	\$91.126	\$91.126
Guantes multipropósito	un	8	\$3.558	\$28.464
Guantes de procedimiento	un	2	\$3.290	\$6.580
Casco	un	4	\$22.490	\$89.960
Lentes	un	4	\$2.900	\$11.600
Calzado de seguridad	un	4	\$58.770	\$235.080
Overol desechable	un	50	\$4.379	\$218.950
Protector solar	un	2	\$10.700	\$21.400
Total costos iniciales				\$16.439.546

Es importante aclarar que, se contratan servicios completos para la instalación de cada malla perimetral, los cuales incluyen los materiales, la mano de obra y la misma instalación.

Con relación al transporte de las plántulas, se considera 1 día de trabajo para el traslado de una distancia aproximada de 500 [km] entre el Vivero Pumahuida (Santiago) y el emplazamiento del proyecto (Andacollo), y un consumo del furgón de 12 [L] de combustible por cada 100 [km] recorridos. Con estos datos, se calculan los litros de combustible que se necesitan para un viaje de ida y vuelta (1000 [km]) que son 120 [L] a \$1.044 pesos chilenos el litro de diésel (PrecioBencina, 2023).

De la misma manera, se considera 1 día de trabajo para la recolección y el transporte de los 120 [kg] de biosólido y 720 [kg] de orujos de uva que se necesitan para el sustrato al inicio del ensayo, en el que se debe recorrer una distancia de 118 [km] para ir desde el sitio de estudio, a la planta de Pisco Capel, y, 3,5 [km] para llegar a la planta de residuos domiciliarios de Aguas del Valle S.A. Para realizar ambos viajes de ida y vuelta, el camión necesita recorrer

aproximadamente 250 [km] en total, y, considerando un consumo para el camión de 17 [L] de combustible por cada 100 [km], se calculan los litros de bencina que son 43 [L] a \$1.308 pesos chilenos el litro de bencina (PrecioBencina, 2023).

Se contratan bajo supervisión a 2 jardineros y 2 operarios agrícolas en calidad de trainee, los cuales trabajan en duplas (jardinero + operario). Cada equipo tiene asignadas 6 parcelas y tienen un plazo de 5 días hábiles a partir del inicio del proyecto para realizar las siguientes actividades:

- Acondicionamiento de plántulas.
- Preparación de matriz de sustrato.
- Preparación y adición de agentes quelantes a la matriz de sustrato.

Posteriormente, los jardineros de forma individual deben realizar el trasplante de las parcelas asignadas anteriormente (6 para cada uno), en un plazo de 5 días hábiles posterior al término del trabajo con los operarios. En total, se trabajan 10 días en el mes previo a comenzar el ensayo de fitorremediación.

4.3.3. Costos fijos

En la Tabla 17, se presenta el detalle de los costos que se generan de manera regular para mantener el proyecto en funcionamiento. Estos costos incluyen el arriendo mensual o diario de ciertas instalaciones y servicios temporales, y los sueldos fijos del personal.

Tabla 17. Costos fijos del ensayo piloto. Elaboración propia.

	UNIDAD	CANTIDAD	PERIODO	P. UNITARIO	P. TOTAL
Arriendos					\$30.559.537
Baño químico	mes	1	20	\$66.000	\$1.320.000
Caseta para mediciones	mes	1	20	\$107.067	\$2.141.343
Caseta provisoria para bodega	mes	1	20	\$69.145	\$1.382.896
Camioneta + diésel	día	1	32	\$65.092	\$2.080.397
Sistema de sujeción y retención	un	5	20	\$236.349	\$23.634.900
Personal fijo					\$16.120.000

Técnico agrícola	mes	1	20	\$750.000	\$15.000.000
Chofer camioneta	día	1	32	\$35.000	\$1.120.000
Total costos fijos					\$46.679.537

Con relación al transporte de los trabajadores honorarios y fijos, se considera arrendar diariamente el vehículo, contratar personal que viva a una distancia máxima del emplazamiento de 60 [km], como es el caso de la ciudad de Coquimbo y La Serena, y un consumo de la camioneta de 8 [L] de combustible para cada 100 [km] recorridos. Además, se estima que el arriendo del vehículo es por 32 días, ya que son 10 días de trabajo previo y 22 días de mediciones. Con estos datos, se calculan los litros de combustible que se necesitan para un viaje diario de ida y vuelta (120 [km]) por 32 días, que son aproximadamente 307 [L] a \$1.044 pesos chilenos el litro de diésel (PrecioBencina, 2023).

En cuanto al personal fijo, se contrata a un técnico agrícola para inicialmente supervisar las actividades de los jardineros y los operarios trainee. Posteriormente, tiene el trabajo de medir y registrar los parámetros descritos en el inciso 3.4.10. de forma quincenal los 3 primeros meses, y mensuales hasta el término del proyecto.

4.3.4. Costos finales

En la Tabla 18, se detallan los costos asociados con las acciones y recursos que se requieren al concluir el proyecto.

Tabla 18. Detalle de costos finales del ensayo piloto. Elaboración propia.

	UNIDAD	CANTIDAD	P. UNITARIO	P. TOTAL
Personal honorario				\$2.062.038
Analista de datos	mes/per	2	\$1.031.019	\$2.062.038
Análisis químicos				\$24.996.510
Análisis de ICP-OES	un	231	\$108.210	\$24.996.510
Transporte				\$1.940.913
Transporte y disposición final de residuos sólidos peligrosos	m ³	9	\$215.657	\$1.940.913
Total costos finales				\$28.999.461

Al finalizar cada tiempo de experimentación de 7 y 19 meses, los registros fotográficos y el de los parámetros monitoreados, serán entregados a un analista de datos el cuál dispone de un mes para el análisis de los datos recopilados en cada periodo.

También se requiere el análisis de las muestras mediante la técnica ICP-OES, el cual se detalla en los incisos 3.4.2, 3.4.6 y 3.4.11, y del que se obtienen las concentraciones de todos los elementos metálicos de interés para cada muestra entregada. Las muestras para analizar se componen de 3 asociadas al relave puro recolectado en el inciso 3.4.2 , y 3 de la parte aérea y 3 de la parte subterránea para cada especie, dando un total de 15 muestras asignadas como el control correspondiente. Además, se suman las 108 muestras de las cosechas al término de cada periodo de experimentación, que dan un total de 216 muestras. Finalmente, son 231 muestras que hay que analizar por ICP-OES.

4.3.5. Costo total del proyecto

La Tabla 19, resume los costos totales de implementar la propuesta de fitorremediación asistida con agentes quelantes y enmiendas orgánicas a escala piloto.

Tabla 19. Resumen de costos del ensayo piloto propuesto de fitorremediación.

TIPO DE COSTO	MONTO TOTAL
Inversión inicial	\$18.970.004
Costos iniciales	\$16.439.546
Costos fijos	\$46.679.537
Costos finales	\$28.999.461
Costo total del proyecto	\$111.088.548

4.4. Análisis económico

4.4.1. Análisis de sensibilidad

Esta herramienta se utiliza para visualizar el impacto que tienen ciertas variables “claves” en escenarios específicos, sobre otras variables dependientes del proyecto. En este estudio se evalúan dos factores, el primero, es el cambio de la fuerza impulsora del sistema de riego por goteo, y, el segundo, la forma de obtener agua para riego con bajas impurezas y sales minerales.

4.4.1.1. Escenario 1

Para el primer análisis, se considera cambiar la gravedad como fuerza impulsora del sistema de riego, por la energía proveniente de combustibles. Lo anterior, se realiza reemplazando en la inversión inicial, la estructura metálica por el compresor + combustible y una bomba periférica de 0,5 [HP], los cuales también se utilizan sólo los primeros 3 meses del proyecto (DH store, 2023; AMON SPA, 2023). Se escoge este tipo de bomba, debido a que puede manejar bajos caudales y suele ser más resistente al aire libre que una bomba peristáltica, que si bien, maneja los caudales requeridos en este estudio, es más propensa a averiarse.

Se presentan en la Tabla 20, los resultados del impacto económico que tiene esta modificación y el Gráfico 6 como complemento visual.

Tabla 20. Análisis de sensibilidad 1

Análisis de sensibilidad 1				
	Fuerza impulsora / Componente	Precio	Inversión inicial	Costo total
Caso 1	Gravedad / Estructura metálica	\$11.902.928	\$18.970.004	\$111.088.548
Caso 2	Combustible / Compresor + combustible + bomba	\$1.109.270	\$8.176.346	\$100.426.025

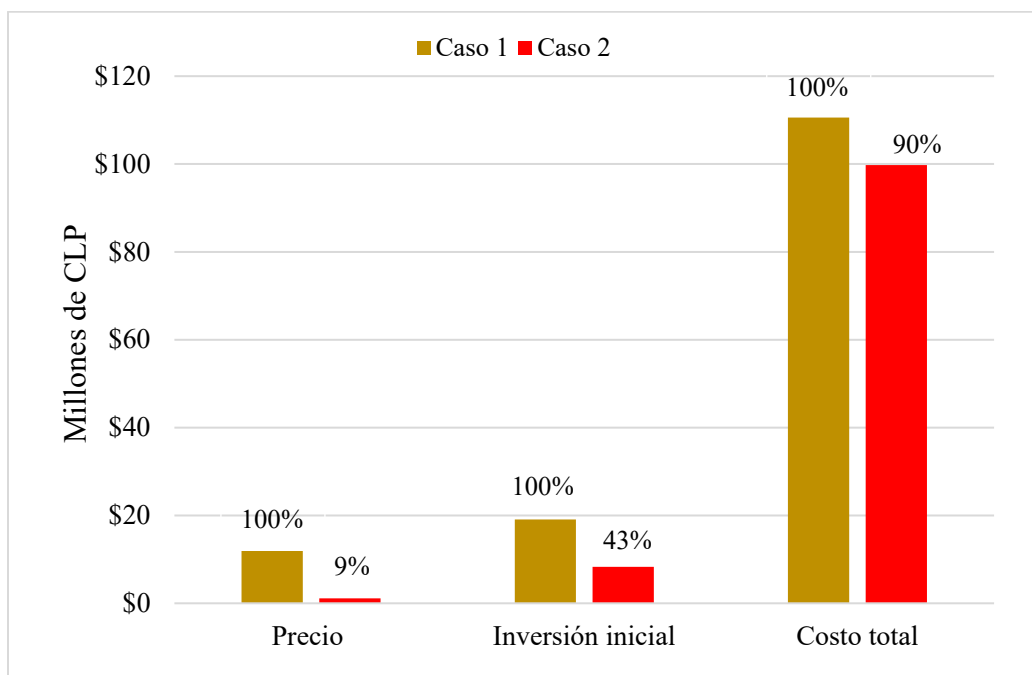


Gráfico 6. Análisis de sensibilidad 1.

Se puede observar que, tanto el precio total de cada implemento, la inversión inicial del proyecto y el costo total de este, disminuyen con respecto al caso original en un 91%, 57% y un 10%, respectivamente. Esto se traduce en un menor desembolso monetario en los activos de la fase inicial, lo que puede aumentar el atractivo del proyecto a la hora de postular a los fondos y créditos presentados en el inciso 4.2.

4.4.2. Escenario 2

Con relación al segundo análisis, se considera agregar un dispositivo de filtrado al sistema de riego por goteo y reemplazar el uso de agua destilada, por agua potable. El filtro integrado está compuesto por zeolita recubierta de alto contenido de dióxido de manganeso (MnO_2), para combinar las propiedades de filtración de la zeolita y las capacidades oxidativas del MnO_2 , lo que permite la remoción de distintos compuestos contaminantes, incluyendo metales pesados y arsénico (Valdiaqua, 2023). En cuanto al agua potable, esta se compra a granel [m^3] a la empresa “Aguas del Valle S.A.”, ya que es la encargada del abastecimiento de agua en la ciudad de Andacollo.

Se presentan en la Tabla 21 los resultados del impacto económico que tiene esta modificación y el Gráfico 7 como complemento visual.

Tabla 21. Análisis de sensibilidad 2.

Análisis de sensibilidad 2				
	Componente	Precio	Costos iniciales	Costo total
Caso 1	Agua destilada sin filtro	\$3.240.000	\$16.439.546	\$111.088.548
Caso 3	Agua potable con filtro	\$35.768.400	\$49.111.676	\$144.377.083

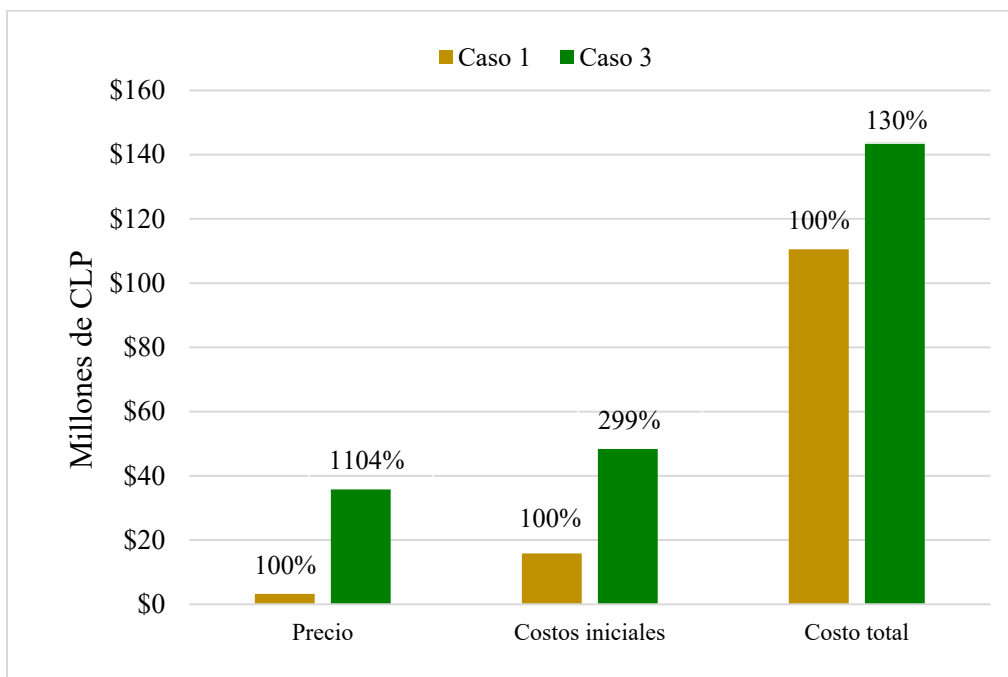


Gráfico 7. Análisis de sensibilidad 2.

Se visualiza que, tanto el precio total de adquirir cada tipo de agua, los costos iniciales del proyecto y el costo total de este, aumenta significativamente con respecto al caso original en un 1004%, 199% y un 30%, respectivamente. Esto se explica debido a la escasez de agua que existe en la zona, lo que provoca que la empresa Aguas del Valle comercialice el metro cúbico de agua según la tarifa de sobreconsumo de la localidad, la cual corresponde a \$2.981 por metro cúbico (Aguas del Valle S.A., 2023). Esta situación, se traduce en un desembolso económico importante en la fase inicial del proyecto, lo que puede disminuir el atractivo financiero y afectar su puesta en marcha.

CAPÍTULO V

5. CONCLUSIONES

La minería desempeña un papel fundamental en la economía chilena, no obstante, la disyuntiva entre el desarrollo económico y la sostenibilidad medioambiental de este sector, junto con el aumento de costos y limitada eficiencia de las tecnologías convencionales de remediación, provoca la urgencia de identificar y adoptar técnicas más económicas y menos nocivas para mitigar los efectos adversos provocados por las actividades mineras. Ante este escenario, la fitorremediación de metales pesados se reconoce como una herramienta sostenible en la gestión de relaves.

El estudio y análisis exhaustivo de las investigaciones asociadas a este tipo de fitorremediación asistida, respalda que la combinación de la técnica de fitorremediación y la aplicación de agentes quelantes, en especial el EDTA, presenta una alta capacidad para aumentar la biodisponibilidad de los metales de interés Cu, Zn y Pb, en suelos contaminados y residuos mineros, lo que se traduce en una absorción y acumulación más eficiente por parte de las plantas a lo largo del tiempo.

Debido a lo anterior, es que se diseña un ensayo piloto de fitorremediación de 19 meses in situ en el tranque de relave abandonado “Indey 1”, el cual permite evaluar el efecto de la adición de agentes quelantes sobre la capacidad fitorremediadora de las especies escogidas, *Haplopappus foliosus* DC y *Solidago chilensis* Meyen, en función de los resultados previos en relaves presentados por el proyecto Fondecyt 11200189, su bajo requerimiento hídrico, bajas exigencias en cuanto a la calidad del suelo y gran valor ornamental. La propuesta incorpora la adición de EDTA y SDS de forma individual y en combinación en diferentes concentraciones, ya que son sustancias conocidas que han tenido resultados exitosos en su uso individual y simultáneo. Para mejorar las propiedades deficientes del relave, se propone

adicionar enmiendas orgánicas como tierra de hojas, biosólidos y orujo de uva, donde los últimos dos, se consideran desechos comunales provenientes de la planta de tratamiento de aguas domiciliarias y la planta productora de Pisco Capel, respectivamente. Se estudia el efecto de los agentes sobre cada especie de manera independiente, con el fin de poder analizar como cambian los factores de bioconcentración, traslocación y eficiencia de extracción y obtener los rangos de concentración en donde el efecto es positivo.

Este estudio respalda la viabilidad técnica del proyecto, puesto que presenta una baja demanda energética y mínima cantidad de mano de obra, y de equipos y personal especializado. Además, al utilizar la gravedad como fuerza impulsora del sistema de riego para la fitorremediación, permite desligar al proyecto del mantenimiento de equipos o al desgaste prematuro producto de las condiciones climáticas del emplazamiento, lo que incentiva a la autosostenibilidad del sistema propuesto en el tiempo.

En lo que respecta al estudio económico, luego de la estimación de costos para la inversión inicial, costos iniciales, costos fijos y finales, es posible concluir que la propuesta de fitorremediación de metales pesados con agentes quelantes tiene un costo total de \$111.088.548 pesos chilenos para llevar a cabo la remediación en un periodo de 20 meses de trabajo. Este valor se compone en un 17% de inversión inicial, un 15% de costos iniciales, un 42% de costos fijos y un 26% restante de costos una vez concluido el proyecto. Si bien, los costos que mayor influencia tienen en los costos totales del proyecto son el costo fijo y los costos finales, la naturaleza constante de estas variables, hacen que el análisis de sensibilidad económica se centre en la inversión y los costos iniciales. La combinación de la fitorremediación con agentes quelantes, ofrece un método económico viable a largo plazo en comparación con las técnicas convencionales.

Finalmente, se concluye que es evidente la necesidad de estudiar ensayos pilotos a mediano y largo plazo, para identificar en contextos específicos las necesidades de las plantas y poder hasta cierto punto, sistematizar las técnicas de cultivo y el manejo de ciertas familias y especies para lograr llevar a cabo de forma exitosa esta técnica de remediación.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentasti, E., Sarzanini, C., & Barberis, R. (2002). Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. *Environmental Pollution*, 177-193.
- Abreu, M. M., Tavares, M. T., & Batista, M. J. (2008). Potential use of *Erica andevalensis* and *Erica australis* in phytoremediation of sulphide mine environments: São Domingos, Portugal. *Journal of Geochemical Exploration*, 210 - 222.
- Acevedo, E., Carrasco, M. A., León, O., Martínez, E., Silva, P., Castillo, G., & González, S. (2005). *Criterios de calidad de suelo agrícola*. Santiago. Obtenido de <https://shorturl.at/rJKQ5>
- Adiansyah, J. S., Rosano, M., Vink, S., & Keir, G. (2015). A framework for a sustainable approach to mine tailings management: disposal strategies. *Journal of Cleaner Production*, 1050 - 1062.
- Adriano, D. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments*. Nueva York: Springer Verlag.
- Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals 2nd Edition*. New York: Springer.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades. (Agosto de 2005). *Nickel*. Obtenido de <https://shorturl.at/hjrvB>
- Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades. (Agosto de 2005). *Resumen de Salud Pública Cinc*. Obtenido de https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs60.pdf
- Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades. (Septiembre de 2012). *Hoja informativa cromo*. Obtenido de https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts7.pdf
- Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades. (Agosto de 2020). *Perfil toxicológico para el plomo*. Obtenido de <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- Agraria Sur. (Mayo de 2002). *Manual Técnico. Cultivo de ocho especies de flores de corte*. Recuperado el 2023, de Biblioteca Digital FIA: <https://shorturl.at/acfvN>
- AgroHuerto. (2022). *AgroHuerto todo sobre huertos*. Obtenido de Riego por aspersión: ventajas y desventajas: <https://www.agrohuerto.com/riego-por-aspersion-ventajas-desventajas/>
- Aguas del Valle S.A. (2023). *Aguas del Valle S.A.* Obtenido de https://www.siss.gob.cl/586/articles-4499_Del_Valle_G1_may2023.pdf

- Ahmed, T., Noman, M., Ijaz, M., Ali, S., & Rizwan, M. (2021). Current trends and future prospective in nanoremediation of heavy metals contaminated soils: A way forward towards sustainable agriculture. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1 - 10.
- Alcantara, H. J., Doronila, A. I., Nicolas, M., Ebbs, S. D., & Kolev, S. D. (2015). Growth of selected plant species in biosolids-amended mine tailings. *Minerals Engineering*, 25-32.
- Alfaro, R., & Ocampo, R. (2015). Evaluación del sistema radicular en tres periodos de desarrollo de la caña de azúcar. *VI Congreso Tecnológico del Departamento de Investigación y Extensión de la Caña de Azúcar (DIECA)*. Costa Rica. Obtenido de <https://shorturl.at/irOSV>
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869 - 881.
- Ali, S. Y., & Chaudhury, S. (2016). EDTA-Enhanced Phytoextraction by Tagetes sp. and Effect on Bioconcentration and Translocation of Heavy Metals. *Environmental Processes*, 735–746.
- Almeida, C. M., Dias, A. C., Mucha, A. P., Bordalo, A., & Vasconcelos, M. T. (2009). Influence of surfactants on the Cu phytoremediation potential of a salt marsh plant. *Chemosphere*, 135 - 140.
- Almeida, D. V., León, M., & Lewinsohn, J. L. (2021). *Indicadores de sostenibilidad en la minería metálica*. Santiago: Naciones Unidas. Obtenido de Indicadores de sostenibilidad en la minería metálica: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/46876/1/S2100208_es.pdf
- Alonso, J., & Desmarchelier, C. (2014). *Plantas Medicinales Autóctonas de la Argentina. Bases Científicas para su Aplicación en Atención Primaria de la Salud*. Buenos Aires, Argentina: Corpus Editorial.
- Alvarenga, P., Clemente, R., Garbisu, C., & Becerril, J. M. (2018). Chapter 3 - Indicators for Monitoring Mine Site Rehabilitation. En M. N. Prasad, P. J. Favas, & S. K. Maiti, *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation* (págs. 49 - 66). España: Elsevier.
- Alves, K. A., Dávila, M. P., & Zimmermann, E. (2021). Diagnóstico y zonificación de áreas susceptibles a inundaciones en la comuna de Andacollo - región de Coquimbo - Chile. *Revista Contexto Geográfico*, 44 - 55.
- Alves, K. A., Dávila, M. P., Peñaloza, A. S., Zimmermann, E., & Chacón, J. (2022). Modelo geoestadístico de la distribución espacial de arsénico y plomo en la superficie de depósitos de relaves abandonados en la comuna de Andacollo, región de Coquimbo - Chile. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 976 - 996.
- Alzahrani, Y., Alharby, H. F., Hakeem, K. R., & Alsamadany, H. (2020). Modulating effect of EDTA and SDS on growth, biochemical parameters and antioxidant defense

- system of *Dahlia variabilis* grown under cadmium and lead-induced stress. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici*, 906 - 923.
- AMB Chile. (2020). *Informe de análisis y evaluación de los criterios aplicados por la SMA para determinar que existe daño ambiental en la Fundación Alcones. Anexo N°3*. Santiago: Ingeniería y Consultoría Medioambiental.
- AMON SPA. (2023). *Bombas de agua*. Obtenido de <https://amonspa.cl/producto/bomba-de-agua-1-2-hp-emptop/>
- Anasac. (2023). *Etiqueta Stimplex*. Obtenido de <https://www.anasac.cl/agropecuario/wp-content/uploads/Stimplex-10L-WEB.pdf>
- ANID. (2023). *Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo*. Obtenido de Concurso de Investigación Tecnológica IDeA 2023: <https://shorturl.at/aADGX>
- ANID. (2023). *Concursos ANID*. Obtenido de <https://anid.cl/concursos/jsf/jet-engine/tax/areas:10/>
- Anning, A. K., & Akoto, R. (2018). Assisted phytoremediation of heavy metal contaminated soil from a mine. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97 - 104.
- Anning, A. K., & Akoto, R. (2018). Assisted phytoremediation of heavy metal contaminated soil from a mined site with *Typha latifolia* and *Chrysopogon zizanioides*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97 - 104.
- Anselmo, O. R., Recabarren, J. V., & Puentes, A. A. (2020). *Manual de riego para agricultura de zonas áridas en el norte de Chile*. Obtenido de <https://shorturl.at/bhzLY>
- Antonio, C. M., & Mahall, B. E. (1991). Root profiles and competition between the invasive, exotic perennial, *carpobrotus edulis*, and two native shrub species in California Coastal Scrub. *American Journal of Botany*, 78(7): 885 - 894.
- Arancio, G., Jara, P., marticorena, C., & Squeo, F. A. (2004). Flora de las cumbres de la Cordillera de la Costa en el Parque Nacional Bosque Fray Jorge. *Historia Natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge*, 71 - 92.
- Aravena, C. G., Carvajal, L., Castro, J., Elizalde, A., & Pizarro, J. (2021). *Proyecto de Ley Marco de Suelos. Boletín N°14.714-01*. Santiago: Senado República de Chile.
- Avalco. (2023). *Avalco lider en higiene*. Obtenido de Overol Polipropileno 50GSM Con Capucha Talla M: <https://shorturl.at/jsHZ9>
- Ayala, B. (2022). *ArgentiNat*. Obtenido de Fotos de Vara Dorada: https://www.argentinat.org/taxa/424162-Solidago-chilensis/browse_photos
- Bajpai, S., & Gauba, D. P. (2018). Chapter - 6 Need For Phytoremediation. En *Research Trends in Environmental Science* (págs. 87-104). AkiNik Publicatons.

- Baker, A. J. (1981). Accumulators and excluders -strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of plant nutrition*, 643 - 654.
- Baker, A. J., McGrath, S. P., Reeves, R. D., & Smith, J. A. (2000). Metal Hyperaccumulator Plants: A review of the Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metals-Polluted Soils. En *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water* (págs. 86 - 101). Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Baker, A., & Brooks, R. (1989). Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements - A Review of their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*, 81 - 126.
- Balkrishna, A., Dabhade, N. R., Sharma, N., Sharma, J., Mishra, S., & Arya, V. (2022). Phytoremediation: Current Techniques and Futuristic Opportunities. *Indian Journal of Ecology*, 1057 - 1067.
- Banat, K. M., Howari, F., & Al-Hamad, A. (2005). Heavy Metals in Urban Soils of Central Jordan: Should we Worry about Their Environmental Risks. *Environmental Research*, 258-273.
- Barceló, J., & Poschenrieder, C. (2003). Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science*, 333 - 344.
- Belov, M. (2009). Recuperado el 2023, de Chileflora: <http://www.chileflora.com/Florachilena/FloraSpanish/LowResPages/SH0116.htm>
- Bert, V., Bonnin, I., Saumitou Laprade, P., Laguérie, P. D., & Petit, D. (2002). ¿Do *Arabidopsis halleri* from nonmetallicolous populations accumulate zinc and cadmium more effectively than those from metallicolous populations? *New Phytologist*, 47 - 57.
- Bhalerao, S. A., Sharma, A. S., & Poojari, A. C. (2015). Toxicity of Nickel in Plants. *International Journal of Pure & Applied Bioscience*, 344-355.
- Biblioteca del Congreso Nacional. (2005). *Biblioteca del Congreso Nacional de Chile*. Obtenido de <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=242302>
- Bielecka, A., & Królak, E. (2019). *Solidago canadensis* as a bioaccumulator and phytoremediator. *Environmental Science and Pollution Research*, 36942 - 36951.
- Bielecka, A., & Królak, E. (2019). The accumulation of Mn and Cu in the morphological parts of *Solidago canadensis* under different soil conditions. *PeerJ*, 1 - 15. doi:<http://doi.org/10.7717/peerj.8175>
- Bioplastic. (2023). *Estanques de acumulación*. Obtenido de Estanque vertical estándar 15000 Lts: <https://shorturl.at/jrHIM>
- Bioplastic. (2023). *Manual de instalación y mantención*. Santiago, Chile: Bioplastic.

- Botica Med. (2023). *Guantes de nitrilo*. Obtenido de <https://boticamed.cl/producto/guantes-de-nitrilo>
- Boyd, R. S. (2012). Plant defense using toxic inorganic ions: Conceptual models of the defensive enhancement and joint effects hypotheses. *Plant Science*, 88 - 95.
- Bradl, H. (2005). Heavy Metals in the Environment. *Interface Science and Technology*, 1 - 263.
- BRAIN Chile. (2023). *Business Research Acceleration Innovation*. Obtenido de Etapas del proceso: <https://brainchile.cl/etapas/>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9). Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844020315346>
- Brion, J. R., & Rosso, M. E. (Noviembre de 1998). *Impacto de los sitios contaminados. Medidas de saneamiento*. Obtenido de <https://shorturl.at/afp78>
- British Geological Survey. (2016). *World Mineral Production, 2010-2014*. Keyworth, Nottingham: British Geological Survey.
- Brown, P. H., Welch, R. M., & Cary, E. E. (1987). Nickel: A Micronutrient Essential for Higher Plants. *Plant Physiology*, 801-803.
- Bucheli Witschel, M., & Egli, T. (2001). Environmental fate and microbial degradation of aminopolycarboxylic acids. *FEMS Microbiology Reviews*, 69 - 106.
- Cámara de Diputados. (2010). *Informe de la comisión investigadora sobre la situación en que se encuentran los depósitos de relaves mineros en el país*. Obtenido de <https://shorturl.at/hjwyA>
- Cámara de Diputados. (2014). *Régimen comparado de contaminación de suelos por metales pesados*. Obtenido de <https://shorturl.at/vAFIT>
- Celis, J., Sandoval, M., Zagal, E., & Briones, M. (2006). Efecto de la adición de biosólidos urbanos y de salmonicultura sobre la germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en suelo patagónico. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 13 - 25.
- CENMA. (Febrero de 2013). *Evaluación preliminar de riesgos a la salud de la población de la cuenca del estero del cobre asociados con contaminantes ambientales originados por actividad minera, en relación con la exposición hídrica y agroalimentaria*. Obtenido de <https://shorturl.at/dx237>
- CEPAL. (2019). *"Minería para un futuro bajo en carbono: oportunidades y desafíos para el desarrollo sostenible"*. Santiago: Naciones Unidas.
- CESCO. (2019). *Centro de Estudios del Cobre y la Minería*. Obtenido de Los Relaves Son Una Oportunidad Para Avanzar En Una Minería De Menor Impacto. CESCO,:

<https://www.cesco.cl/2019/08/16/los-relaves-son-una-oportunidad-para-avanzar-en-una-mineria-de-menor-impacto/>

- Chaney, R. L., Li, Y.-M., Brown, S. L., Homer, F. A., & Malik, M. (2000). Improving Metal Hyperaccumulator Wild Plants to Develop Commercial Phytoextraction Systems: Approaches and Progress. En *Proceedings of the Symposium on Phytoremediation, 4th International* (págs. 130 - 152). Boca Raton, USA: Lewis Publishers.
- Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., & Brewer, E. P. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 279 - 284.
- Chaney, R. L., Reeves, R. D., Baklanov, I. A., Centofanti, T., & Broadhurst, C. L. (2014). *Plant ecology and evolution in harsh environments*. Hauppauge, NY, United States: Nova Science Publishers.
- Chávez, C., & Meller, P. (2020). *La gran región minera: Chile y Perú*. Talca: Universidad de Talca.
- Chávez, M. C., & González, R. C. (2017). Fitorremediación asistida por microorganismos con énfasis en hongos arbusculares. *Agroproductividad*, Vol. 10, 28 - 33.
- Chávez, M. C., González, R. C., & López, A. S. (2017). Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitorremediación de suelos. *Revista Agro Productividad*, Vol. 10, 3 - 7.
- Chen, Y., Li, X., & Shen, Z. (2004). Leaching and uptake of heavy metals by ten different species of plants during an EDTA-assisted phytoextraction process. *Chemosphere*, 187 - 196.
- Chile Huerta. (2023). *Malla antihelada*. Obtenido de <https://chilehuerta.cl/producto/malla-antihelada/>
- Chile safety. (2023). *Protección solar*. Obtenido de <https://www.chilesafety.cl/product/crema-proteccion-solar-uvx-1-000-grs-premium/>
- Chileflora. (2009). Recuperado el 2013, de Flora Chilena *Haplopappus foliosus* (Cuerno de cabra): <https://shorturl.at/hBU28>
- Chileflora. (2012). Obtenido de Fuente de semillas: <https://shorturl.at/eIKU4>
- Cienciambiental Consultores S.A. (2009). *Línea de Base del Sitio Prioritario Las Brisas - Topocalma, Sector de Matanzas. Informe Final*. La Reina, Santiago de Chile. Obtenido de <https://shorturl.at/jkzZ7>
- CITEagroindustrial Ica. (2018). *Issuu*. Obtenido de Valorización de residuos y subproductos de la industria vitivinícola: <https://shorturl.at/ikxL3>
- Cochilco. (2022). *Monitoreo del estado de los relaves mineros en Chile*. Santiago, Chile: Dirección de Estudios y Políticas Públicas.

- Coelho, P., Teixeira, J., & Gonçalves, O. (2011). Mining Activities: Health Impacts. *Encyclopedia of Environmental Health*, 788 - 802.
- Comisión Nacional de Riego. (2009). *Manual Sistema de Riego y Manejo Hídrico de Cultivos*. Santiago, Chile: Departamento de Recursos Hídricos de la Facultad de Ingeniería Agrícola de la Universidad de Concepción.
- Concha, E. (2017). Minería global contemporánea o financiarizada. *Minería global y financiarización*, 81-116.
- Consejo minero. (Enero de 2019). Obtenido de Minería en Chile: <https://shorturl.at/qwST0>
- Consejo Minero. (2019). Obtenido de Capítulo 2. La industria minera en 2019: <https://consejominero.cl/wp-content/uploads/2020/05/Reporte-2019-La-industria-minera-en-2019.pdf>
- Consejo Minero. (Febrero de 2020). *Minería en números. 4ta Edición*. Obtenido de https://consejominero.cl/wp-content/uploads/2020/07/Mineria_en_numeros_2020_web.pdf
- Consejo Minero. (2022). *Códigos, reglamentos, regulación y legislación que deben cumplir los relaves mineros*. Obtenido de <https://consejominero.cl/comunicaciones/plataforma-de-relaves/normativa-aplicable/>
- Consejo Minero. (2023). *Consejo Minero*. Obtenido de La industria minera en 2022: <https://consejominero.cl/wp-content/uploads/2023/05/La-industria-minera-en-2022-1.pdf>
- COPEVAL. (2023). *Bioestimulante ANASAC Stimplex*. Obtenido de <https://www.copeval.cl/bioestimulante-anasac-stimplex-1-l-39679.html>
- Copper Alliance. (2023). Obtenido de Atributos y aleaciones del cobre: <https://shorturl.at/zASTW>
- Corona, D. M., León, C. L., García, J. V., & Hernández, A. G. (2021). Determinación de los factores de bioconcentración, traslocación y riesgos potenciales a la salud en *Capsicum Annuum* L. *Trabajos científicos en México*, 307 - 317.
- Corral, S., Sáez, D., Lam, G., Lillo, P., & Sandoval, R. (2013). Neurological and neuropsychological deterioration in artisanal gold miners from the town of Andacollo, Chile. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 344 - 358.
- Cortés, A. A., Parada, M. M., & Jara, L. C. (2022). Marcas olvidadas: estudio de las representaciones rupestres históricas del sitio Los Fierros, Andacollo (norte semiárido de Chile). *Boletín del Museo Chileno de Arte Precolombino*, vol.27, n°1.

- Cuizano, N. A., Reyes, U. F., Dominguez, S., Llanos, B. P., & Navarro, A. E. (2010). Relevancia del pH en la adsorción de iones metálicos mediante algas pardas. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, Vol. 76 N°2. Obtenido de <https://shorturl.at/xX258>
- Cunningham, S. D., Berti, G. R., & Huang, J. W. (1995). Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 393 - 397.
- CYPE Ingenieros, S.A. (2023). *Generador de precios de la construcción en Chile*. Obtenido de <http://www.chile.generadordeprecios.info>
- Das, P., & Rout, S. S. (1998). Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environmental Pollution*, 29-36.
- Deram, A., Denayer, F.-O., Dubourgier, H.-C., Douay, F., Petit, D., & Haluwyn, C. V. (2007). Zinc and cadmium accumulation among and within populations of the pseudometallophytic species *Arrhenatherum elatius*: Implications for phytoextraction. *Science of The Total Environment*, 372 - 381.
- Deuren, J. V., Wang, Z., & Ledbetter, J. (1997). *Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide*. 3ª Ed. Technology Innovation Office, EPA.
- DH store. (2023). *Compresores*. Obtenido de <https://shorturl.at/zAQT9>
- Di Guo, A. A., Ren, C., Du, J., Li, R., Lahori, A. H., & Xiao, R. (2019). EDTA and organic acids assisted phytoextraction of Cd and Zn from a smelter contaminated soil by potherb mustard (*Brassica juncea*, Coss) and evaluation of its bioindicators. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 396 - 403.
- DOS. (2023). *Guía de Fondos Concursables 2023 - 2024*. Santiago, Chile: División de Organizaciones Sociales.
- Dou, X., Dai, H., Wei, S., Hu, Y., & Skuza, L. (2019). Effects of Some Chelators and Surfactants on Hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance Remediating Contaminated Soil. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 1 - 10.
- Duquène, L., Tack, F., Meers, E., Baeten, J., Wannijn, J., & Vandenhove, H. (2008). Effect of biodegradable amendments on uranium solubility in contaminated soils. *Science of The Total Environment*, 26- 33.
- Earth Science Consultants. (2017). *SEA*. Obtenido de Descripción del proyecto: https://seia.sea.gob.cl/archivos/2017/01/13/Descripcion_de_proyecto.pdf
- Echeverría, J. C. (2016). *Guías de campo de Fray Jorge*. La Serena, Chile: Servicios de Impresión Laser S.A.
- Egli, T. (2001). Biodegradation of metal-complexing aminopolycarboxylic acids. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 89 - 97.
- Eissa, M. A. (2017). Phytoextraction mechanism of Cd by *Atriplex lentiformis* using some mobilizing agents. *Ecological Engineering*, 220 - 226.

- EPA. (2000). *Introduction to Phytoremediation*. Cincinnati, Ohio: Oficina de Investigación y Desarrollo de la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU.
- EPA. (2001). *Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (Tenth Edition)*. Obtenido de https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/asr_10thedition.pdf
- Eweis, J. B., Ergas, S. J., Chang, D. P., & Schroeder, E. D. (1998). *Bioremediation Principles*. WCB/McGraw-Hill.
- Falabella. (2023). *Herramientas manuales*. Obtenido de <https://shorturl.at/afo14>
- Falabella. (2023). *Repostería*. Obtenido de <https://shorturl.at/abqLO>
- Falabella. (2023). *Repostería*. Obtenido de <https://shorturl.at/txLS1>
- Falabella. (2023). *Techumbre*. Obtenido de <https://www.falabella.com/falabella-cl/product/114332273/Truper-Llana-Recta-Mango-Madera-11-X-5/114332275>
- Falabella. (2023). *Tierras, semillas y fertilizantes*. Obtenido de <https://shorturl.at/NOX24>
- FAO. (1996). *Ecología y enseñanza rural. Nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Obtenido de <https://www.fao.org/3/w1309s/w1309s04.htm>
- FAO. (2018). *El futuro de la alimentación y la agricultura. Vías alternativas hacia el 2050. Versión resumida*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- FAO y PNUMA. (2022). *Evaluación mundial de la contaminación del suelo - Resumen para los formuladores de políticas*. Obtenido de <https://www.fao.org/3/cb4827es/cb4827es.pdf>
- Flora, S. J., Flora, G., & Saxena, G. (2009). CHAPTER 9 - Arsenicals: Toxicity, their Use as Chemical Warfare Agents, and Possible Remedial Measures. *Handbook of Toxicology of Chemical Warfare Agents*, 109 - 133.
- Folchi, M. (2003). La insustentabilidad del "Boom" minero chileno. *Ecología Política*, 23-50.
- Franco, L. F., Muñoz, P. T., & García, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 145-153.
- Fundación Chile. (2015). *Manual de tecnologías de remediación de sitios contaminados*. Obtenido de <https://fch.cl/publicacion/manual-de-tecnologias-de-remediacion-de-sitios-contaminados/>

- Fundación Chile. (2018). *Avances y retos para la gestión de los depósitos de relaves en Chile*. Santiago: Fundación Chile.
- Fundación Tecnológica. (2020). Plan Nacional de Depósitos de Relaves para una Minería Sustentable. N° 1340 *Boletín Minero*, 25 - 27. Obtenido de Plan Nacional de depó: <https://shorturl.at/fnrIV>
- Fundación Terram. (10 de Marzo de 2016). *Catastro de los relaves mineros del norte de Chile: Coquimbo*. Obtenido de <https://www.terram.cl/2016/03/catastro-de-los-relaves-mineros-del-norte-de-chile-antofagasta/>
- Furgonet. (2023). *Arriendo furgones económicos*. Obtenido de <https://furgorent.cl>
- García, I., & Dorronsoro, C. (2005). Obtenido de Contaminación por metales pesados: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>
- Gavrilescu, M. (2022). Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy. *Current Opinion in Biotechnology*, 21 - 31.
- GGH. (2021). *Pala Punta Huevo*. Obtenido de <https://ggh.cl/ficha/2223/palapunta-huevo-acero-inoxidable-mango-fibra-vidrio-con-asa>
- GGH. (2023). *Balde plástico sin tapa de 20 Lts*. Obtenido de <https://ggh.cl/ficha/3721/balde-plastico-sin-tapa-de-20lts>
- Gil Loaiza, J., White, S. A., Root, R. A., Solís-Dominguez, F. A., Hammond, C. M., Chorover, J., & Maier, R. M. (2016). Phytostabilization of mine tailings using compost-assisted direct planting: Translating greenhouse results to the field. *Science of The Total Environment*, 451 - 461.
- Ginocchio, R. (2008). *Uso de Recursos Fitogenéticos Nativos para la Fitoestabilización de Relaves Mineros en la Región de Coquimbo. Proyecto 04CR9IXD-01*. Santiago, Chile. Obtenido de <https://shorturl.at/DKNP1>
- Ginocchio, R., & Baker, A. J. (2004). Metalófitas en America Latina: un recurso biológico y genético único poco conocido y estudiado en la región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 185 - 194.
- Ginocchio, R., & León, P. (2011). *Fitoestabilización de depósitos de Relaves en Chile Guía N° 1: Metodología General*. Santiago, Chile: Andros impresores. Obtenido de Fitoest: <https://shorturl.at/hqCQ8>
- Ginocchio, R., Toro, I., Schnepf, D., & Macnair, M. R. (2002). Copper tolerance testing in populations of *Mimulus luteus* var. *variegatus* exposed and non-exposed to copper mine pollution. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 151 - 156.
- González, D. A. (2017). *Fitoextracción de suelos contaminados por elementos potencialmente tóxicos en la región de Atlixco, Puebla*. Puebla, México.: Posgrado en Ciencias Ambientales Instituto de Ciencias (ICUAP).

- González, D. A., Fernández, R. R., Alonso, D. R., & Álvarez, E. M. (2019). Plantas que acumulan metales, su importancia. *Leucocroton havanensis* Borhidi hiperacumuladora de níquel. *Revista De Investigaciones De La Universidad Le Cordon Bleu*, 7-18.
- González, D. A., Fernández, R. R., Alonso, D. R., & Álvarez, E. M. (2020). Metal accumulating plants, their importance. Nickel hyperaccumulator *Leucocroton havanensis* Borhidi. *Revista De Investigaciones De La Universidad Le Cordon Bleu*, 7 - 18.
- González, D. A., Fernández, R. R., Alonso, D. R., & Álvarez, E. M. (2020). Plantas que acumulan metales, su importancia. *Leucocroton havanensis* Borhidi hiperacumuladora de níquel. *Revista de Investigaciones de la Universidad Le Cordon Bleu*, 7 - 18.
- González, M. R., & Re, F. T. (2001). *Introducción al cultivo de solidago*. Murcia, España: Imprenta Regional de Murcia.
- GRAINGER. (2023). *Grainger México*. Obtenido de Vaso de Precipitados de Perfil Bajo: <https://shorturl.at/djuP9>
- Gul, I., Manzoor, M., Kallerhoff, J., & Arshad, M. (2020). Enhanced phytoremediation of lead by soil applied organic and inorganic amendments: Pb phytoavailability, accumulation and metal recovery. *Chemosphere*, Volume 258.
- Gul, I., Manzoor, M., Silvestre, J., Rizwan, M., Hina, K., Kallerhoff, J., & Arshad, M. (2019). EDTA-assisted phytoextraction of lead and cadmium by *Pelargonium* cultivars. *International Journal of Phytoremediation*, 1 - 10.
- habitissimo. (2023). *Instalar sistemas de riego automático: Precio y Presupuestos*. Obtenido de <https://www.habitissimo.cl/presupuesto/instalar-sistemas-de-riego-automatico#>
- HADDAD S.A. (2023). *Productos reciclables HADDAD*. Obtenido de <http://www.haddad.cl>
- Hall, L., & Chang-Yen, I. (1989). An evaluation of the extraction efficiencies of some common extractants for Fe, Cr, Mn, Ni, Pb and Cu on five grain-size fractionated, tropical marine-sediments. *Environmental Pollution*, 51 - 63.
- Han, F., Banin, A., Kingery, W., Triplett, G., Zhou, L., Zheng, S., & Ding, W. (2003). New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. *Advances in Environmental Research*, 113-120.
- Han, Y., Zhang, L., Gu, J., Zhao, J., & Fu, J. (2018). Citric acid and EDTA on the growth, photosynthetic properties and heavy metal accumulation of *Iris halophila* Pall. cultivated in Pb mine tailings. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 15 -21.
- Hanna Instruments. (2023). *Calibración CE*. Obtenido de <https://hannachile.com/solucion-estandar-de-conductividad-80000-s-cm-500-ml-hi7034l>

- Hanna Instruments. (2023). *Calibración pH 4,01*. Obtenido de <https://hannachile.com/solucion-de-calibracion-ph-4-01-500-ml-hi7004l>
- Hanna Instruments. (2023). *Calibración pH 7,01*. Obtenido de <https://hannachile.com/solucion-de-calibracion-ph-7-01-500-ml-hi7007l>
- Hanna instruments. (2023). *Medidor Multiparámetro edge® para CE/TDS/Salinidad - HI2030*. Obtenido de <https://hannachile.com/edge-ce-02>
- Hasan, M. M., Uddin, M. N., Ara-Sharmeen, I., Alharby, H. F., Alzahrani, Y., Hakeem, K. R., & Zhang, L. (2019). Assisting Phytoremediation of Heavy Metals Using Chemical Amendments. *Plants*, 1 - 14.
- Hazin, M. S. (2013). *Desarrollo minero y conflictos socioambientales*. Santiago, Chile: Naciones Unidas.
- Hazin, M. S. (2014). *Buenas prácticas que favorezcan una minería sustentable*. Santiago, Chile: Naciones Unidas.
- He, Y., Li, B.-B., Zhang, K.-n., Chen, Z. L.-g., & Ye, W.-m. (2019). Experimental and numerical study on heavy metal contaminant migration and retention behavior of engineered barrier in tailings pond. *Environmental Pollution*, 1010 - 1018.
- Hemmati, M. (2002). *Multi-stakeholder Processes for Governance and Sustainability*. London: Earthscan Publications Ltd.
- Hinchman, R. R., Negri, M. C., & Gatliff, E. G. (1995). *Phytoremediation: using green plants to clean up contaminated soil, groundwater and wastewater*. Estados Unidos: Argonne National Laboratory.
- Houben, D., Pircar, J., & Sonnet, P. (2012). Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration*, 87 - 94.
- Houben, D., Pircar, J., & Sonnet, P. (2012). Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration*, 87 - 94.
- Huang, G., You, J., Zhou, X., Ren, C., Islam, M. S., & Hu, H. (2020). Effects of low molecular weight organic acids on Cu accumulation by castor bean and soil enzyme activities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1 - 8.
- Huang, J. W., & Cunningham, S. D. (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead. *New phytologist*, 75 - 84.
- Hurtado, D. A. (2012). Los oligoelementos en la naturaleza. *Anales de la Real Academia de Doctores de España*, 155-159.
- Hutchinson, S., Banks, M., & Schwab, A. (2001). Phytoremediation of aged petroleum sludge: effect of inorganic fertilizer. *J Environ Qual*, 395-403.

- Indumarket. (2023). *Bentonita sódica 25 [kg]*. Obtenido de <https://shorturl.at/HPW02>
- INIA. (1990). *Biblioteca INIA*. Obtenido de Riego por tendido: <https://shorturl.at/fluL2>
- INIA y CAEZA. (2023). *Agrometeorología*. Obtenido de <https://agrometeorologia.cl>
- Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo. (2022). *El Proyecto de Minas, Minerales y Desarrollo Sostenible*. Obtenido de <https://pubs.iied.org/sites/default/files/pdfs/migrate/G00792.pdf>
- Instituto Internacional para el Medio Ambiente y el Desarrollo y Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible. (2002). *Minería, Minerales y Desarrollo Sostenible*. Obtenido de <https://shorturl.at/gvESU>
- Islas, D. J., Moreno, S. M., & Rodríguez, J. G. (2010). Propiedades , aplicaciones y producción de biotensoactivos: una revisión. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 65 - 84.
- Iso Prevent. (2022). *Guantes mutiflex CUT-5 PU*. Obtenido de <https://www.isoprevent.cl/guante-multiflex-cut-5-pu>
- Iso Prevent. (2023). *Calzado de seguridad new denver*. Obtenido de <https://www.isoprevent.cl/calzado-de-seguridad-new-denver>
- Jakovljević, K., Randelović, D., & Mišljenović, T. (2021). Phytoremediation of Mine Waste Disposal Sites: Current State of Knowledge and Examples of Good Practice. *Biotechnology for Sustainable Environment* , 223 - 250.
- Järup, L., Hellström, L., Alfvén, T., Carlsson, M. D., & Grubb, A. (2000). Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. *Occupational and Environmental Medicine*, 668-672.
- Kabata Pendias, A. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants*. Boca Raton: CRC Press.
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., & Beesley, L. (2011). Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *Journal of Hazardous Materials*, 41 - 48.
- Kosswig, K. (2012). Surfactants. En F. Ullmann, *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* (págs. 431 - 501). Wiley-VCH. Obtenido de <https://shorturl.at/nZ457>
- Kumar, P. N., Dushenkov, V., Motto, H., & Raskin, I. (1995). Phytoextraction: The Use of Plants To Remove Heavy Metals from Soils. *Environmental Science & Technology*, Vol. 29 1232 - 1238.
- Kumar, P., Kumar, A., & Kumar, R. (2021). Phytoremediation and Nanoremediation. En R. Kumar, R. Kumar, & G. Kaur, *New Frontiers of Nanomaterials in Environmental Science* (págs. 281 - 297). Chandigarh, India: Springer.

- Kummerow, J., Krause, D., & Jow, W. (1977). Root Systems of Chaparral Shrubs. *Oecologia*, 29, 163 - 177 .
- Lagos, G. E., Blanco, H., Torres, V., & Bustos, B. (Abril de 2002). Obtenido de Hallazgos y Desafíos desde la Investigación: <https://pubs.iied.org/sites/default/files/pdfs/migrate/G00586.pdf>
- Lago-Vila, M., Arenas-Lago, D., Rodríguez-Seijo, A., Couce, M. L., & Vega, F. A. (2015). Cobalt, chromium and nickel contents in soils and plants from aserpentinite quarry. *Solid Earth*, 323 - 335.
- Lam, E. J., Cánovas, M., Gálvez, M. E., Montofré, Í. L., & Keith, B. F. (2017). Evaluation of the phytoremediation potential of native plants growing on a copper mine tailing in northern Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, 210 - 217.
- Lam, E. J., Montofré, Í. L., & Ramírez, Y. (2020). Chapter 6 - Mine tailings phytoremediation in arid and semiarid environments. En K. Baudh, J. Korstad, & P. Sharma, *Phytoremediation of Abandoned Mining and Oil Drilling Sites* (págs. 115 - 166). India: Elsevier.
- Lasat, M. M. (1999). Phytoextraction of Metals from Contaminated Soil: A Review of Plant/Soil/Metal Interaction and Assessment of Pertinent Agronomic Issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, Vol. 2.
- Lazo, A., Lazo, P., Urtubia, A., Lobos, M. G., Hansen, H. K., & Gutiérrez, C. (2022). An Assessment of the Metal Removal Capability of Endemic. *Environmental Research and Public Health*, 1 - 14.
- Lazo, P., & Lazo, A. (2020). Assessment of Native and Endemic Chilean Plants for Removal of Cu, Mo and Pb from mine tailings. *minerals*, 1 - 11.
- Lazo, P., Lazo, A., Hansen, H. K., Ortiz-Soto, R., Hansen, M. E., Arévalo, F., & Gutiérrez, C. (2023). Removal of Heavy Metals from Mine Tailings in Central Chile Using *Solidago chilensis* Meyen, *Haplopappus foliosus* DC, and *Lycium chilense* Miers ex Bertero. *Environmental Research and Public Health*, 1 - 11.
- Lenntech. (2022). Zinc. Obtenido de <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/zn.htm>
- Lenntech. (2023). Obtenido de Propiedades químicas del Plomo - Efectos del Plomo sobre la salud - Efectos ambientales del Plomo: <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/pb.htm>
- León Lobos, P., Ginocchio, R., & Baker, A. J. (2011). *Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile Guía N°3: Flora y Vegetación asociadas a Relaves Mineros Abandonados*. Santiago de Chile: Andros Impresores.
- Li, Y.-M., Chaney, R., Brewer, E., Roseberg, R., & Angle, J. S. (2003). Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. *Plant and Soil*, 107 - 115.

- Limpiafondos. (2018). *Limpiafondos*. Obtenido de Dureza del agua en Chile: <https://limpiafondos.cl/2019/09/19/dureza-del-agua-en-chile/>
- Liu, C., Lin, H., He, P., Li, X., Geng, Y., Tuerhong, A., & Dong, Y. (2022). Peat and bentonite amendments assisted soilless revegetation of oligotrophic and heavy metal contaminated nonferrous metallic tailing. *Chemosphere*, (287) 132101.
- Liu, J. N., Zhou, Q. X., Wang, S., & Sun, T. (2009). Cadmium tolerance and accumulation of *Althaea rosea* Cav. and its potential as a hyperaccumulator under chemical enhancement. *Environmental Monitoring and Assessment*, 419 – 427.
- Liu, J., Zhou, Q., & Wang, S. (2010). Evaluation of Chemical Enhancement on Phytoremediation Effect of Cd-contaminated soils with *Calendula officinalis* L. *International Journal of Phytoremediation*, 503 - 515.
- Liu, J.-N., Zhou, Q.-X., Sun, T., Ma, L. Q., & Wang, S. (2008). Identification and Chemical Enhancement of Two Ornamental. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 260 - 265.
- Liu, J.-N., Zhou, Q.-X., Sun, T., Ma, L. Q., & Wang, S. (2008). Identification and Chemical Enhancement of Two Ornamental Plants for Phytoremediation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 260 - 265.
- Liu, Y., Cui, S., Han, Q., & Zhang, Q. (2015). Research Progress in Enhancement Technology of Phytoremediation. *Applied Mechanics and Material*, Vol. 768, 150 - 154.
- Llugany, M., Tolrá, R., Poschnrieder, C., & Barceló, J. (2007). Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre? *Ecosistemas*, 4 - 9.
- Lombi, E., Zhao, F., Dunham, S., & McGrath, S. (2001). Phytoremediation of Heavy Metal–Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation versus Chemically Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*, 1919 - 1926.
- Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., & Kennelley, E. D. (2001). A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*, 409 - 579.
- Mahdavian, K., Ghaderian, S. M., & Torkzadeh-Mahani, M. (2017). Accumulation and phytoremediation of Pb, Zn, and Ag by plants growing on Koshk lead–zinc mining area, Iran. *Journal of Soils and Sediments*, 1310 - 1320.
- Malik, G., Hooda, S., Majeed, S., & Pandey, V. C. (2021). Understanding assisted phytoremediation: Potential tools to enhance plant performance. En V. C. Pandey, *Assisted Phytoremediación* (págs. 1 - 16). Elsevier.
- Marrero Coto, J., Amores Sánchez, I., & Coto Pérez, O. (2012). Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 52 - 61.

- Martin, S., & Griswold, W. (2009). Human Health Effects of Heavy Metals. *Environmental Science and Technology Briefs for Citizens*, 1 - 6. Obtenido de <https://shorturl.at/imsR4>
- Martínez, C., & Motto, H. (2000). Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution*, 153 - 158.
- Martínez, S. L., Martínez, M. E., Flores, L. J., & Rojas, M. G. (2005). Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas. *Revista internacional de contaminación ambiental* 21, 91 - 100.
- Mayer, A. E. (2020). *Producción de carne con forrajes naturales*. Buenos Aires, Argentina: INTA .
- McGrath, S., Baker, A. J., & Reeves, R. D. (1994). The Possibility of In Situ Heavy Metal Decontamination of Polluted Soils using Crops of Metal-Accumulating Plants. *Resources Conservation and Recycling. Agronomy Abstracts*, 41 - 49.
- Méndez, J. P., Ramírez, C. A., Gutiérrez, A. D., & Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 29-44.
- Mendez, M. O., & Maier, R. M. (2008). Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. *Environmental Health Perspectives Volume 116*, Vol. 116 pág 278 - 283.
- Menéndez, J., & Muñoz, S. (2021). Contaminación del agua y suelo por los relaves mineros. *Paideia XXI*, 141-154.
- Merck. (2022). *Merckmillipore*. Obtenido de Dodecilo sulfato, sal sódica: <https://shorturl.at/auCDX>
- Merck. (2023). *Merckmillipore*. Obtenido de Ácido etilendiaminotetraacético, sal disódica dihidrato: <https://shorturl.at/lxFW1>
- Merck. (2023). *Reactivos, compuestos químicos y material de laboratorio*. Obtenido de <https://shorturl.at/tKUX7>
- Meteoblue. (2023). *Meteoblue Weather Close To You*. Obtenido de Datos climáticos y meteorológicos históricos simulados para Andacollo: <https://shorturl.at/abdlB>
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (2023). *Gobierno de España*. Recuperado el 2023, de Riego localizado: <https://www.mapa.gob.es/gl/ministerio/servicios/informacion/plataforma-de-conocimiento-para-el-medio-rural-y-pesquero/observatorio-de-tecnologias-probadas/material-de-riego/riego-localizado.aspx>
- Ministerio de Medio Ambiente y Fundación Chile. (2015). *Guía metodológica para la gestión de suelos con potencial presencia de contaminantes*. Obtenido de

<https://fch.cl/wp-content/uploads/2019/10/guia-metodologica-suelos-digitalbaja-1.pdf>

- Ministerio de Minería. (2007). *Sernageomin*. Obtenido de Decreto Supremo N°248: <https://shorturl.at/aosX9>
- Ministerio de Minería. (2019). *Plan nacional de depósitos de relaves para una minería sostenible*. Santiago: Maval SpA.
- Ministerio de Minería. (2021). *Evaluación Ambiental Estratégica de la Política Nacional Minera 2050. Informe Ambiental*. Santiago de Chile: Ministerio de Minería.
- Ministerio de Minería. (Febrero de 2022). *Historia de la minería en Chile*. Obtenido de <https://www.minmineria.cl/?casas=historia-de-la-mineria-en-chile>
- Minvu. (2016). *Estándares de Construcción Sustentable para Viviendas, Tomo III, Agua*. Santiago, Chile: Maval Ltda.
- Mishra, T., & Pandey, V. C. (2019). Phytoremediation of Red Mud Deposits. *Phytomanagement of Polluted*, 409 - 424.
- Misra, V., Tiwari, A., Shukla, B., & Seth, C. S. (2009). Effects of soil amendments on the bioavailability of heavy metals from zinc mine tailings. *Environmental Monitoring and Assessment*, 467 – 475.
- Mohtadi, A., Ghaderian, S. M., & Schat, H. (2012). A comparison of lead accumulation and tolerance among heavy metal hyperaccumulating and non-hyperaccumulating metallophytes. *Plant Soil*, 267 - 276.
- Molina, R. T. (2021). *Plantas y hongos*. Obtenido de *Haplopappus foliosus* DC.: https://www.plantasyhongos.es/herbarium/htm/Haplopappus_foliosus.htm
- Muñoz, M. R., & Villagrán, B. Z. (2012). *Frutilla, consideraciones productivas y manejo*. *Boletín INIA N° 252*. Villa Alegre, Chile: Imprenta Gutenberg.
- Murrieta, M. A., Balderrama, J. I., & López, R. C. (Enero de 2021). La minería sonoreNSE, pieza clave en el cumplimiento de los 17 Objetivos del Desarrollo sostenible (ODS), en la agenda 2030. *Vértice universitario*, Vol.23 N°91.
- Musalem, M. (2020). *Pumahuida Vivero y Jardín*. Obtenido de Condición Agro Ecológica 1 (CAE 1): <https://www.pumahuida.cl/wp-content/uploads/2022/08/ESPECIES-DE-LA-CONDICIÓN-AGROECOLÓGICA-1-CAE1.pdf>
- Musalem, M. (2022). *Pumahuida Vivero y Jardín*. Obtenido de Condición Agro Ecológica 5 (CAE 5). Especies aptas para la costa, zona central y norte.: <https://shorturl.at/ekryT>
- Naciones Unidas. (2002). *Informe de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible*. Nueva York: Naciones Unidas.

- Naciones Unidas. (2019). Obtenido de La Agenda para el Desarrollo Sostenible: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/development-agenda/>
- Nawaz, H., Ali, A., Saleem, M. H., Ameer, A., Hafeez, A., & Alharbi, K. (2022). Comparative effectiveness of EDTA and citric acid assisted phytoremediation of Ni contaminated soil by using canola (*Brassica napus*). *Brazilian Journal of Biology*, 1 - 9.
- Oblasser, A. (2016). *Estudio sobre lineamientos, incentivos y regulación para el manejo de los Pasivos Ambientales Mineros (PAM), incluyendo cierre de faenas mineras*. Santiago: Naciones Unidas.
- OECD. (2019). *Global Material Resources Outlook to 2060. Economic Drivers and Environmental Consequences*. París: OECD Publishing. Obtenido de <https://shorturl.at/nowW8>
- ONU. (2020). *Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020*. New York: United Nations Publications.
- Orchard, C., León Lobos, P., & Ginocchio, R. (2009). Phytostabilization of massive mine wastes with native phylogenetic resources: potential for sustainable use and conservation of the native flora in north-central Chile. *Ciencia e investigación agraria*, 329 - 352.
- Orchard, C., León-Lobos, P., & Ginocchio, R. (2009). Phytostabilization of massive mine wastes with native phylogenetic resources: potential for sustainable use and conservation of the native flora in north-central Chile. *Ciencia e investigación agraria*, Vol 36 N°3.
- Orgel, L. E. (1963). *An Introduction to Transition - Metal Chemistry Ligand - Field Theory*. Reino Unido: Editorial Reverté S.A.
- Ozyigit, I. I., Can, H., & Dogan, I. (2020). Phytoremediation using genetically engineered plants to remove metals: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 669 - 698.
- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V., & Toro, L. (2004). Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. *Environmental Pollution*, 189-201.
- Paola Nelson. (2020). *Biodiversa*. Obtenido de Circularidad en la valorización de biosólidos como aporte a suelos degradados: <https://www.biodiversa.com/articulos-de-interes/2020/02/18/circularidad-en-la-valorizacion-de-biosolidos-como-aporte-a-suelos-degradados/>
- Parodi, M. C., Silva, K. M., Pacheco, P. R., & Mera, E. M. (2022). Información tecnológica. *Estudio comparativo de factores de emisión en relaves abandonados e inactivos y su contribución al inventario de PM10: el caso Andacollo, Región de Coquimbo, Chile*, Vol. 33 N°2 129 - 144 . Obtenido de Estudio comparativo de factores de emisión en

relaves abandonados e inactivos y su contribución al inventario de PM10: el caso Andacollo, Región de Coquimbo, Chile.

- Peijnenburg, W., & Jager, T. (2003). Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63 - 77.
- Pérez, D. d., León, M. T., & Islas, M. R. (2007). Electrorremediación de Suelos Contaminados, una Revisión Técnica para su Aplicación en Campo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, Vol. 23, 129 -138.
- Pérez, L., Moreno, A. M., & Gonzalez, J. (2000). Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. *Edafología*, 113-120.
- Pierattini, E. C., Francini, A., Raffaelli, A., & Sebastiani, L. (2017). Surfactant and heavy metal interaction in poplar: a focus on SDS and. *Tree Physiology*, 109 - 118.
- Pinto, I. S., Neto, I. F., & Soares, H. M. (2014). Biodegradable chelating agents for industrial, domestic, and agricultural applications—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 11893 - 11906.
- Pletnev, M. Y. (2001). Chemistry of surfactants. *Studies in Interface Science*, 1 - 97.
- PMA. (2023). *Sistema online para presupuestos*. Obtenido de <https://www-pma-cl.us1.proxy.openathens.net>
- Pollard, A. J., Reeves, R. D., & Baker, A. J. (2014). Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. *Plant Science*, 8 - 17.
- Pou, M. M. (2007). Las necesidades de agua en jardinería. Cálculo por el método del coeficiente de jardín. *Bricojardinería & paisajismo*, N°148, 16-25. Obtenido de Las necesidades de agua en jardinería. Cálculo por el método del coeficiente de jardín: <https://shorturl.at/iox48>
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., & Pinelli, E. (2011). Lead Uptake, Toxicity, and Detoxification in Plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 13 113 - 136.
- Prasad, M. N. (2003). Phytoremediation of Metal-Polluted Ecosystems: Hype for Commercialization. *Russian Journal of Plant Physiology*, 686 - 701.
- Prasad, M. N., & Freitas, H. M. (2003). Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 110 - 146.
- PrecioBencina. (2023). Obtenido de <https://preciobencina.cl/detalles-bencinera.php?i=co410301>
- Preiza. (2023). *Anteojito Atox Dallas Gris*. Obtenido de <https://preiza.cl/producto/anteojito-atox-dallas-gris/>

- Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. (2020). *Gobierno de México*. Obtenido de Especies endémicas en México: <https://www.gob.mx/profepa/articulos/especies-endemicas-en-mexico-237094?idiom=es>
- Prodelab. (2023). *Vidrios*. Obtenido de Vaso precipitado 2000 [mL]: <https://prodelab.cl/productos/insumos-vidrio-reactivos/vaso-precipitado-2000-ml/>
- Pumahuida. (2019). *Condiciones agroecológicas para el cultivo de especies nativas*. Obtenido de Pumahuida: <https://shorturl.at/gizQS>
- Pumahuida. (2023). Obtenido de Haplopappus foliosus: <https://www.pumahuida.cl/especies/haplopappus-foliosus/>
- Pumahuida. (2023). *Especies nativas precios*. Obtenido de <https://www.pumahuida.cl/especies-nativas-precios/>
- Pumahuida. (2023). *Solidago chilensis*. Obtenido de <https://www.pumahuida.cl/especies/solidago/>
- Punamiya, P., Datta, R., Sarkar, D., Barber, S., Patel, M., & Das, P. (2010). Symbiotic role of *Glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass [*Chrysopogon zizanioides* (L.)]. *Journal of Hazardous Materials*, 465 - 474.
- Pusch, R. (2015). *Bentonite Clay, Environmental Properties and Applications*. Boca Raton, Estados Unidos: CRC Press.
- Quinchía, A. M., & Carmona, D. M. (2004). Factibilidad de disposición de los biosólidos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales combinada. *Revista EIA*, 89 - 108.
- Rakshit, A., Parihar, M., Sarkar, B., Singh, H. B., & Fraceto, L. F. (2021). *Bioremediation Science From Theory to Practice*. Boca Raton: CRC Press.
- Ramamurthy, A. S., & Memarian, R. (2012). Phytoremediation of Mixed Soil Contaminants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 511 - 518.
- Ramamurthy, A. S., Vo, D., Li, X. J., & Qu, J. (2008). Surfactant-Enhanced Removal of Cu (II) and Zn (II) from a Contaminated Sandy Soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197 - 207.
- Raskin, I., Smith, R. D., & Salt, D. E. (1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*, 221 - 226.
- Rathika, R., Srinivasan, P., Alkahtani, J., Al-Humaid, L., Alwahibi, M. S., Mythili, R., & Selvankumar, T. (2021). Influence of biochar and EDTA on enhanced phytoremediation of lead contaminated soil by *Brassica juncea*. *Chemosphere*, Volume 271.

- Redondo Gómez, S., Mateos Naranjo, E., Vecino Bueno, I., & Feldman, S. R. (2011). Accumulation and tolerance characteristics of chromium in a cordgrass Cr-hyperaccumulator, *Spartina argentinensis*. *Journal of Hazardous Materials*, 862 - 869.
- Reeves, R. D., Baker, A. J., Jaffré, T., Erskine, P. D., Echeverria, G., & Ent, A. v. (2017). A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytologist*, 407 - 411.
- Reeves, R. D., van der Ent, A., & Baker, A. J. (2018). Global Distribution and Ecology of Hyperaccumulator Plants. En *Agromining: Farming for Metals* (págs. 75 - 92). New York: Springer International Publishing.
- Reeves, R., & Baker, A. J. (2000). Metal-Accumulating plants. En *Phytoremediation of toxic metals: using plant to clean up the environment* (págs. 193 - 229). New York.
- Regaber. (2022). Obtenido de Tipos de riego: ventajas y desventajas de su uso en el campo: <https://regaber.com/blog/tipos-riego-ventajas-desventajas/>
- Requejo, M. I., Cabello, M. J., Castellanos, M. T., & Cartagena, M. C. (2014). Utilización del compost de orujo de uva en el cultivo del melón en Castilla-La Mancha. *vidaRURAL*, 60 - 66.
- Responsible Mining Foundation y Centro sobre Inversión Sostenible de Columbia. (2020). *La minería y los ODS. Actualización de la situación 2020*. Obtenido de https://www.responsibleminingfoundation.org/app/uploads/RMF_CCSI_Mining_and_SDGs_SP_Sept2020.pdf
- Riedemann, P., & Aldunate, G. (2014). *Flora Nativa de valor ornamental. Zona centro*. Santiago de Chile: Salesianos Impresores S.A.
- Ríos, R. V. (2018). Minería en América Latina y el caribe, un enfoque socioambiental. *U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 617-631.
- Robinson, B. H., Leblanc, M., Petit, R. R., Kirkman, J. H., & Gregg, P. (1998). The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant Soil*, 47 - 56.
- Romero, A., Medina, R., & Flores, S. (Noviembre de 2008). Obtenido de Estudio de los metales pesados en el relave abandonado de Ticapampa: <https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/390/336>
- Rotkittikhun, P., Kruatrachue, M., Chaiyarat, R., Ngernsansaruay, C., Pokethitiyook, P., Pajitprapaporn, A., & Baker, A. (2006). Uptake and accumulation of lead by plants from the Bo Ngam lead mine area in Thailand. *Environmental Pollution*, 681 - 688.
- Rout, G. R., & Das, P. (2003). Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc. *Agronomie*, 3-11.

- RS. (2023). *Casco de seguridad MSA Safety*. Obtenido de <https://shorturl.at/kCNW2>
- Rufus, C., & Baklanov, I. A. (2017). Phytoremediation and Phytomining: Status and Promise. *Advances in Botanical Research*, Volumen 83.
- Ruíz, G., & Lagos, M. (2004). *Boletín DEPROREN. Vol.1. n°5 ¿Porqué una ley de Protección de suelo?* SAG, Departamento de Protección de los Recursos Naturales Renovables, Santiago.
- Saa, G. R., Victoria, J. A., & Molina, R. M. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: Perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, 203-218.
- SAC. (2023). *Equipamiento científico*. Obtenido de Dodecil sulfato de sodio bioPLUS™ 41930012-1: <https://shorturl.at/hiCOS>
- Saleem, M. H., Ali, S., Rehman, M., Rizwan, M., Kamran, M., Mohamed, I., . . . Liu, L. (2020). Individual and combined application of EDTA and citric acid assisted phytoextraction of copper using jute (*Corchorus capsularis* L.) seedlings. *Environmental Technology & Innovation*, 1 - 15.
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. *Nature biotechnology*, 468 - 474.
- Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual Reviews of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 643 - 668.
- Santibañez, C., Fuente, L. M., Bustamante, E., Silva, S., León-Lobos, P., & Ginocchio, R. (2012). Potential Use of Organic- and Hard-Rock Mine Wastes on Aided Phytostabilization of Large-Scale Mine Tailings under Semiarid Mediterranean Climatic Conditions: Short-Term Field Study. *Applied and Environmental Soil Science*, Vol 2012.
- Santibañez, C., Ginocchio, R., & Brown, S. (2011). *Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile Guía N°2: Aplicación Sustentable de Acondicionadores*. Santiago, Chile: Andros Impresores.
- Santibañez, F. (2016). *El cambio climático y los recursos hídricos de Chile*. Santiago de Chile: Oficina de Estudios y Políticas Agrarias del Ministerio de Agricultura.
- Sany, B. T., Sulaiman, A., Monazami, G., & Salleh, A. (2011). Assessment of Sediment Quality According To Heavy Metal Status in the West Port of Malaysia. *International Journal of Geological and Environmental Engineering*, 111-115.
- Sarkar, D., Andra, S. S., Saminathan, S. K., & Datta, R. (2008). Chelant-aided enhancement of lead mobilization in residential soils. *Environmental Pollution*, 1139 - 1148.

- Sauvé, S., Hendershot, W., & Allen, H. E. (2000). Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environmental Science Technology*, 1125-1131.
- Sellers, K. (1999). *Fundamentals of hazardous waste site remediation*. Nueva York: Lewis Publishers.
- Sepúlveda, T. V., & Trejo, J. A. (2002). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. México: Instituto Nacional de Ecología.
- Seraj, F., & Rahman, T. (2018). Heavy Metals, Metalloids, Their Toxic Effect and Living Systems. *American Journal of Plant Sciences*, 2626-2643.
- Sernageomin. (2016). *Anuario de la minería de Chile*. Santiago, Chile: Servicio Nacional de Geología y Minería.
- Sernageomin. (2016). *Informe Final*. Obtenido de <https://shorturl.at/aqsJ8>
- Sernageomin. (Junio de 2018). Obtenido de Geoquímica de Superficie de Depósitos de Relave de Chile: https://www.sernageomin.cl/wp-content/uploads/2018/06/P%c3%9aBLICA_Geoquimica-de-Depositos-de-Relaves-de-Chile25062018.pdf
- Sernageomin. (Enero de 2018). Obtenido de Preguntas frecuentes sobre relaves: <https://www.sernageomin.cl/preguntas-frecuentes-sobre-relaves/>
- Sernageomin. (2020). *Anuario de la minería de Chile*. Santiago, Chile: Servicio Nacional de Geología y Minería.
- Sernageomin. (2022). Obtenido de Minería Abierta Mapas: <https://maps.mineriaabierta.cl/vista/g7pxh441wb>
- Sernageomin. (Marzo de 2023). *Anuario de la minería de Chile 2022*. Santiago, Chile: Servicio Nacional de Geología y Minería. Obtenido de Datos Públicos Depósito de Relaves: <https://www.sernageomin.cl/datos-publicos-deposito-de-relaves/>
- Sernageomin. (28 de Enero de 2023). *Anuario de la Minería de Chile 2022*. Santiago: Servicio Nacional de Geología y Minería. Obtenido de Aprueba Política Nacional Minera 2050: www.sernageomin.cl
- Shah, V., & Daverey, A. (2020). Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up. *Environmental Technology & Innovation*, Vol. 18, 100774.
- Shahid, M., Dumat, C., Pourrut, B., Silvestre, J., Laplanche, C., & Pinelli, E. (2014). Influence of EDTA and citric acid on lead-induced oxidative stress to Vicia faba roots. *Journal of Soils and Sediments*, 835 - 843.
- Sharma, A., Kapoor, D., Wang, J., Shahzad, B., Kumar, V., Bali, A. S., . . . Yan, D. (2020). Chromium Bioaccumulation and Its Impacts on Plants: An Overview. *Plants (Basel)*, 1-17.

- Sharma, P., & Dubey, R. S. (2005). Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, Vol. 17 35 - 52.
- Shinta, Y. C., & Zaman, B. (2021). Citric Acid and EDTA as chelating agents in phytoremediation of heavy metal in polluted soil: a review. *Earth and Environmental Science*, 1 - 8.
- Srivastava, M., Khandelwal, A., & Srivastava, S. (2019). Heavy Metal Hyperaccumulator Plants: The Resource to Understand the Extreme Adaptations of Plants Towards Heavy Metals. En S. Srivastava, A. Khandelwal, & P. Suprasanna, *Plant-Metal Interactions* (págs. 79 - 97). Suiza: Springer Nature.
- Subsecretaría del Medio Ambiente. (Abril de 2021). *Elaboración de lineamientos estratégicos con miras al desarrollo de instrumentos normativos y de gestión de suelos*. Obtenido de https://pras.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/01/P2002-Informe-final_rev2.pdf
- Sumiahadi, A., Acar, R., & Direk, M. (2019). *6th International Conference On Sustainable Agriculture and Environment*. Konya, Turquía.
- Sun, W., Ji, B., Khoso, S. A., Tang, H., Liu, R., Wang, L., & Hu, Y. (2018). An extensive review on restoration technologies for mining tailings. *Environmental Science and Pollution Research*, 33911 - 33925.
- Sun, Z., Chen, J., Wang, X., & Lv, C. (2016). Heavy metal accumulation in native plants at a metallurgy waste site in rural areas of Northern China. *Ecological Engineering*, 60 - 68.
- Tandy, S., Bossart, K., Mueller, R., Ritschel, J., Hauser, L., Schulin, R., & Nowack, B. (2004). Extraction of Heavy Metals from Soils Using Biodegradable Chelating Agents. *Environmental Science & Technology*, 937 - 944.
- Tangahu, B. V., Abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., & Anuar, N. (2011). A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *Internacional Journal of Chemical Enngineering*, 1 - 31.
- Tangahu, B. V., abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 1 - 31.
- Tarazona. (2019). *Tarazona*. Obtenido de Alga Ascophyllum nodosum: Propiedades para la Agricultura.: <https://shorturl.at/iotF7>
- Tlustoš, P., Száková, J., Hrubý, J., Hartman, I., Najmanová, J., & Nedělník, J. (2006). Removal of As, Cd, Pb, and Zn from contaminated soil. *Plant Soil Environ*, 413 - 423.
- Toledo, T. Y. (Diciembre de 2016). *Situación de los pasivos ambientales mineros en Chile. El caso de los depósitos de relaves*. Obtenido de <https://shorturl.at/efEQ4>

- Twerefou, D. (2009). *Mineral Exploitation, Environmental Sustainability and Sustainable Development in EAC, SADC and ECOWAS Regions*. Etiopía: Economic Commission for Africa.
- Udovic, M., & Lestan, D. (2012). EDTA and HCl leaching of calcareous and acidic soils polluted with potentially toxic metals: remediation efficiency and soil impact. *Chemosphere*, 718 - 724.
- Unesco. (2023). *Unesco*. Obtenido de International Geoscience Programme (IGCP): <https://www.unesco.org/en/iggp/igcp>
- Unitecnica. (2023). *Productos de limpieza*. Obtenido de Agua destilada 5 [L]: <https://shop.unitecnica.cl/producto/agua-destilada/>
- United States Department of Agriculture. (2020). *Forest Service*. Recuperado el 2023, de <https://www.fs.usda.gov>
- Valdés, R., & Balbín, M. I. (2008). Fitorremediación para metales pesados. Principios de una tecnología en desarrollo. *Conferencia de la Universidad Agraria de La Habana*. Cuba.
- Valdiaqua. (2023). *Filtro eliminador de turbiedad*. Obtenido de <https://ventadefiltrosdeagua.cl/producto/filtro-premium-para-toda-la-casa-serie-redox-4520-duplex/>
- van der Ent, A., Baker, A. J., Reeves, R. D., Pollard, A. J., & Hank, T. d. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant and Soil*, 319 - 334.
- Vangronsveld, J., Colpaert, J., & Tichelen, K. V. (1996). Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: Physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environmental Pollution*, 131 - 140.
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., . . . Mench, M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environ Sci Pollut Res*, 765 - 794.
- Vara de oro. (2015). En J. Alonso, & C. Desmarchelier, *Plantas medicinales. Bases Científicas para su Aplicación en Atención Primaria de la Salud* (págs. 645 - 649). Buenos Aires, Argentina: Corpus.
- Veto. (2023). *Medidor de humedad del suelo*. Obtenido de <https://www.veto.cl/medidor-contenido-humedad-de-suelo-a740160k/p>
- Wang, K., Liu, Y., Song, Z., & Di Wang, W. Q. (2019). Chelator complexes enhanced *Amaranthus hypochondriacus* L. phytoremediation efficiency in Cd-contaminated soils. *Chemosphere*, 1 - 8.

- Wang, L., Ji, B., Hu, Y., Liu, R., & Sun, W. (2017). A review on in situ phytoremediation of mine tailings. *Chemosphere*, 594 - 600.
- WBCSD. (2010). *Visión 2050. Una nueva agenda para los negocios*. Switzerland: World Business Council for Sustainable Development.
- Wilson, M. G. (2017). *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina*. Entre Ríos: Ediciones INTA.
- World Economic Forum Mining & Metals team. (Febrero de 2014). *Scoping Paper: Mining and Metals in a Sustainable World*. Obtenido de <https://shorturl.at/xzIX7>
- World Health Organization. (1992). *Environmental Health Criteria 135. Cadmium environmental aspects*. Obtenido de <https://shorturl.at/joAU1>
- World Health Organization. (1995). *Environmental Health Criteria 165. Inorganic Lead*. Obtenido de <https://shorturl.at/euLV1>
- World Wild Life. (2021). *World Wild Life*. Obtenido de Nativo, Endémico y Exótico: tres importantes conceptos que debes conocer: <https://shorturl.at/ghoyU>
- Xeropaisajismo. (2017). *Sistemas de riego en función del agua disponible*. Obtenido de Métodos de suministro de agua aplicables al Xeropaisajismo: <https://www.xeropaisajismo.com/sistemas-de-riego-en-funcion-al-agua-disponible/>
- xpert soluciones. (2023). *Set de material de vidrio para laboratorio*. Obtenido de <https://xpertsoluciones.cl/producto/set-material-de-vidrio-para-laboratorio/>
- Yadav, R., Singh, S., Kumar, A., & Singh, A. N. (2022). Chapter 15 - Phytoremediation: A wonderful cost-effective tool. *Cost Effective Technologies for Solid Waste and Wastewater Treatment*, 179 - 208.
- YaliTech. (2023). *IYali Tech instruments food and water*. Obtenido de https://www.yalitech.cl/analisis_de_agua_portatil/agitador-magnetico.html
- Yang, Y., Jiang, M., Liao, J., Luo, Z., & Gao, Y. (2022). Effects of Simultaneous Application of Double Chelating Agents to Pb-Contaminated Soil on the Phytoremediation Efficiency of *Indocalamus decorus* Q. H. Dai and the Soil Environment. *toxics*, 10, 713.
- Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., & Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of The Total Environment*, 456 - 464.
- You, Y., Dou, J., Xue, Y., Jin, N., & Yang, K. (2022). Chelating Agents in Assisting Phytoremediation of Uranium-Contaminated Soils: A Review. *Sustainability*, 1 - 22.
- Zamarreño, R., Cabana, R., Vergara, K., & Cortez, S. (Julio de 2020). Obtenido de Desplazamiento de elementos metálicos en el estero El Culebrón, por la presencia de un relave minero abandonado, Coquimbo-Chile: <https://shorturl.at/FKYZ3>

- Zandarín, M. T. (2021). Normativa, gestión de riegos y experiencia sobre depósitos de relaves en Chile. *Journal of Earth Sciences*, 573-581.
- Zhang, X.-H., Liu, J., H.-T. H., Chen, J., Zhu, Y.-N., & Wang, D.-Q. (2007). Chromium accumulation by the hyperaccumulator plant *Leersia hexandra* Swartz. *Chemosphere*, 1138 - 1143.
- Zhou, P., Adeel, M., Shakoor, N., Guo, M., Hao, Y., & Azeem, I. (2001). Application of Nanoparticles Alleviates Heavy Metals Stress and Promotes Plant Growth: An Overview. *nanomaterials*, Vol. 11. N° 26.

7. ANEXOS

7.1. Anexo

Tabla 22. Marco normativo chileno para el sector minero. Elaboración propia

Año	Instrumento legal	Descripción
2004	D.S. N°132 “Reglamento de Seguridad Minera”	- Establece la obligación de crear un plan de cierre temporal y definitivo. - Busca proteger la vida e integridad de personas ligadas a la industria minera.
2005	“Anteproyecto de Ley sobre la Remediación de Pasivos Ambientales Mineros”	- Propone la regulación de los PAM de las faenas paralizadas o abandonadas. - Aún se encuentra en tramitación.
2007	D.S. N°248 “Reglamento para la Aprobación de Proyectos de Diseño, Construcción, Operación y Cierres de los Depósitos de Relaves”	- Obliga a faenas que generan relaves a cumplir este reglamento. - No establece compromisos económicos para el tratamiento de pasivos.
2009	“Política Nacional para la Gestión de Sitios con Presencia de Contaminantes”	- Permite la gestión de territorios contaminados por actividades de la minería.
2010	Ley 20.417 “modificación de la Ley 19.300”	- Modifica la Ley 19.300. - Crea el MMA y SEA para gestionar impactos de la industria minera sobre el medio ambiente y las personas.
2012	Ley N°20.551 “Regula el Cierre de Faenas e Instalaciones Mineras”	- Regula el cierre y disposición de los pasivos mineros y obliga a faenas a tener un plan de cierre antes de iniciar sus operaciones. - No considera la consulta ciudadana en el plan de cierre.
2018	“Política Nacional de Relaves”	- Establece directrices y herramientas para abordar los PAM y avanzar hacia una industria sostenible ambientalmente.
2023	“Política Nacional Minera 2050”	- Define objetivos a largo plazo para la minería sostenible en el ámbito económico, social, ambiental e institucional.

MMA: Ministerio de Medio Ambiente

SEA: Servicio de Evaluación Ambiental

7.2. Anexo

Los valores A y C para cada metal pesado depende de la relación arcilla/limo y contenido de materia orgánica según la siguiente ecuación:

$$VIS = VISE \cdot \frac{\left(A + B \% \frac{\text{arcilla}}{\text{limo}} + C \% \text{ materia orgánica}\right)}{(A + 25B + C)}$$

Donde

VIS: Valores de intervención para un suelo en particular [-].

VISE: Valores de intervención para un suelo estándar [-].

Tabla 23. Valores de A, B y C usados para el cálculo del VIS (Acevedo et al., 2005).

	Metal pesado	A	B	C
Esenciales	Cromo	50	2	0
	Níquel	10	1	0
	Zinc	50	3	1,5
No esenciales	Cadmio	0,4	0,007	0,021
	Plomo	50	1	1

7.3. Anexo

Tabla 24. Resumen de las diferentes técnicas de fitorremediación (Ali et al., 2013; Martínez et al., 2005).

Técnica	Descripción
Fitoextracción o fitoacumulación	Acumulación de contaminantes en la biomasa cosechable (brotes).
Fitoestabilización o fitoinmovilización	Limitación de la movilidad y biodisponibilidad de contaminantes en suelos por plantas con un sistema denso de raíces.
Rizofiltración	Secuestro de contaminantes en el medio hídrico a través de las raíces de plantas acuáticas.
Fitovolatilización	Conversión de contaminantes a forma volátil y su posterior liberación a la atmósfera a través de la transpiración vegetal.

Fitodegradación o fitotransformación	Degradación o transformación de contaminantes orgánicos en moléculas más simples, que en algunas ocasiones aportan en el aceleramiento del crecimiento de la planta.
Rizodegradación o fitoestimulación	Las plantas generan sustancias secretadas por la raíz que estimulan el crecimiento de los microorganismos nativos (relación simbiótica), los cuales son capaces de degradar ciertos compuestos orgánicos.

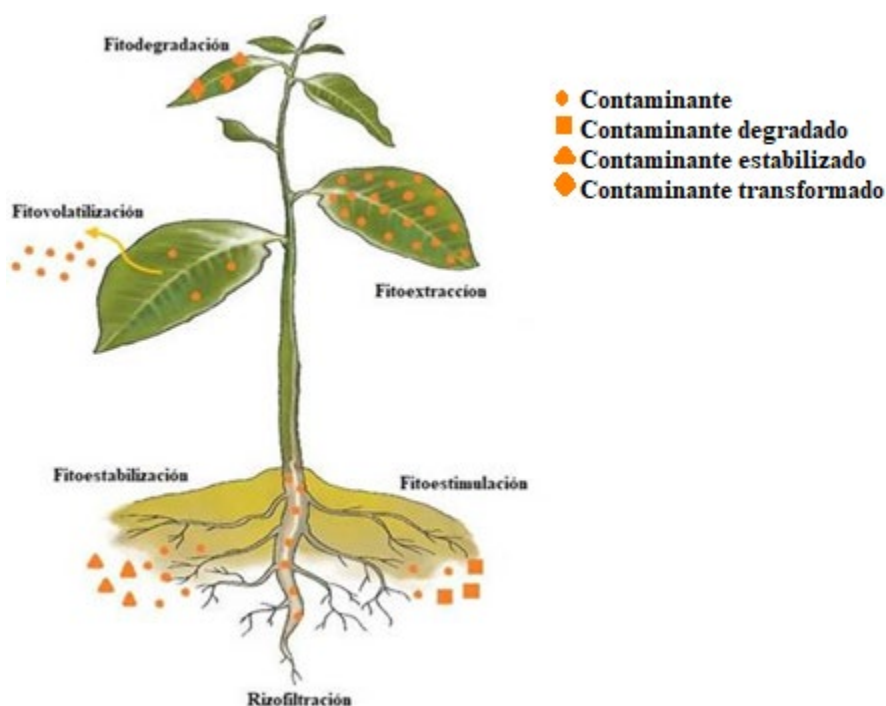


Ilustración 22. Representación de métodos de fitorremediación (González, 2017).

7.4. Anexo

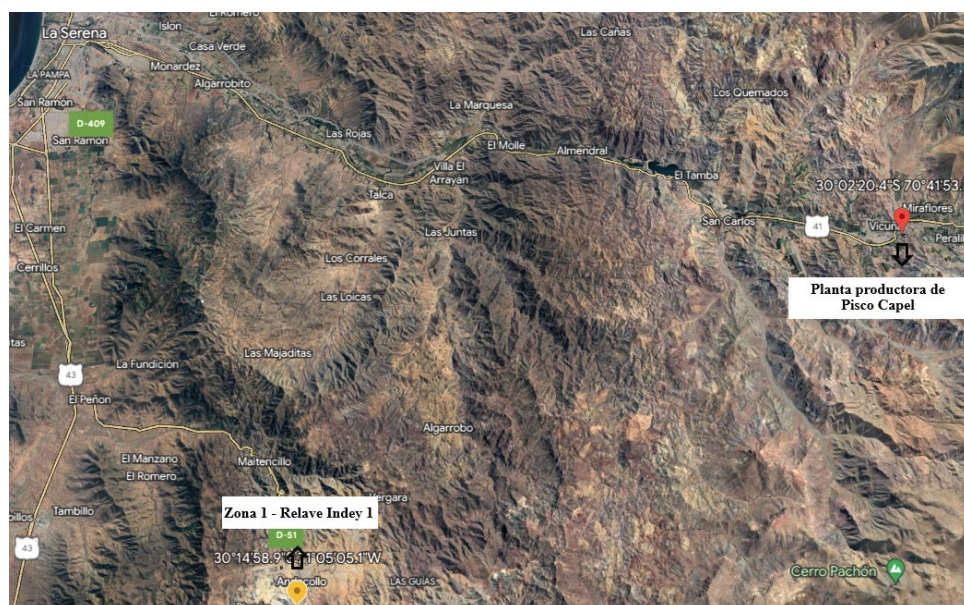


Ilustración 23. Ubicación georreferencia de la planta productora de Pisco Capel. Elaborado con Google Maps.



Ilustración 24. Ubicación georreferencia de la planta de tratamiento de aguas residuales domiciliarias. Elaborado con Google Maps

7.5. Anexo

$$\left(\frac{M_{\text{relave}}}{\rho_{\text{relave}}}\right) + \left(\frac{M_{\text{biosólido}}}{\rho_{\text{biosólido}}}\right) + \left(\frac{M_{\text{uva}}}{\rho_{\text{uva}}}\right) + \left(\frac{M_{\text{tierra}}}{\rho_{\text{tierra}}}\right) = 0,05 \text{ [m}^3\text{]} \quad (\text{i})$$

$$M_{\text{biosólido}} + M_{\text{uva}} + M_{\text{tierra}} = 0,3 \cdot (M_{\text{biosólido}} + M_{\text{uva}} + M_{\text{tierra}} + M_{\text{relave}}) \quad (\text{ii})$$

Se sustituyen en la ecuación (i) y (ii) los siguientes valores: $\rho_{\text{relave}} = 1800 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]$, $\rho_{\text{biosólido}} = 360 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]$, $\rho_{\text{uva}} = 450 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]$, $\rho_{\text{tierra}} = 550 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]$, $M_{\text{uva}} = 3,275 \text{ [kg]}$ y $M_{\text{biosólido}} = 0,5 \text{ [kg]}$.

$$\left(\frac{M_{\text{relave}}}{1800 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]}\right) + \left(\frac{0,5 \text{ [kg]}}{360 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]}\right) + \left(\frac{3,27 \text{ [kg]}}{450 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]}\right) + \left(\frac{M_{\text{tierra}}}{550 \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right]}\right) = 0,05 \text{ [m}^3\text{]} \quad (\text{i.a})$$

$$0,5 \text{ [kg]} + 3,27 \text{ [kg]} + M_{\text{tierra}} \text{ [kg]} = 0,3 \cdot (0,5 \text{ [kg]} + 3,27 \text{ [kg]} + M_{\text{tierra}} \text{ [kg]} + M_{\text{relave}} \text{ [kg]}) \quad (\text{ii.a})$$

Se despeja M_{relave} desde la ecuación (ii.a):

$$\frac{2,639 + 0,7 \cdot M_{\text{tierra}}}{0,3} = M_{\text{relave}} \rightarrow (8,796 + 2,333 \cdot M_{\text{tierra}}) = M_{\text{relave}} \quad (\text{iii})$$

Se introduce en la ecuación (i.a):

$$\left(\frac{(8,796 + 2,333 \cdot M_{\text{tierra}})}{1800}\right) + \left(\frac{0,5}{360}\right) + \left(\frac{3,27}{450}\right) + \left(\frac{M_{\text{tierra}}}{550}\right) = 0,05 \text{ [m}^3\text{]}$$

Finalmente, se obtiene que la $M_{\text{tierra}} = 11,70 \text{ [kg]} \approx 12 \text{ [kg]}$, $M_{\text{relave}} = 36,09 \text{ [kg]} \approx 36 \text{ [kg]}$, $M_{\text{uva}} = 3,27 \text{ [kg]} \approx 3 \text{ [kg]}$ y $M_{\text{biosólido}} = 0,5 \text{ [kg]}$, por lo tanto, la masa total de la matriz de sustrato de cada volumen de plantación es $51,5 \text{ [kg]}$.

7.6. Anexo

Para calcular la cantidad de agentes extractantes requeridos para cada planta y tratamiento a partir de la Tabla 11, se deben considerar dos factores: la masa del sustrato, equivalente a 51,5 [kg], y el número total de plantas por tratamiento que son 40.

La masa del sustrato se usa para calcular la masa de EDTA y/o SDS que se añaden a cada planta o volumen de plantación según el experimento. Estos valores se determinan a través de la ecuación (X), donde $i = 1, 2, 3, 4$ y 5 representa el número de cada tratamiento.

$$M_{AEi} = C_{AEi} \cdot 51,5$$

Donde

M_{AEi} : Masa de los agentes extractantes (EDTA y/o SDS) en [mg].

C_{AEi} : Concentración de agentes extractantes en $\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right]$.

Los datos obtenidos se muestran en la Tabla 25.

Tabla 25. Masa de EDTA y/o SDS para cada planta por tratamiento. Elaboración propia.

Tratamiento	Masa [mg]	
	EDTA	SDS
T1	47926	0
T2	95852	0
T3	0	29703
T4	47926	29703
T5	95852	29703

Una vez calculadas las masas de ambos agentes que se aplicarán en cada volumen de plantación, se procede a calcular las cantidades de EDTA y/o SDS para el total del tratamiento, considerando las 40 plantas para cada uno. Estos resultados se observan en la Tabla 26.

Tabla 26. Masa total de agentes extractantes en [kg] por cada tratamiento. Elaboración propia.

Tratamiento	Masa [kg]		Masa total por tratamiento [kg]
	EDTA	SDS	
T1	1,9	0	1,9
T2	3,8	0	3,8
T3	0	1,2	1,2
T4	1,9	1,2	3,1
T5	3,8	1,2	5,0

Para determinar los volúmenes necesarios para diluir la masa total de agentes extractantes, es esencial conocer la solubilidad de ambos compuestos. El EDTA y el SDS tienen solubilidades de 100 [g/L] y 130 [g/L], respectivamente (Merck, 2022; Merck, 2023). Se utiliza la regla de proporción para estimar el volumen mínimo requerido para la disolución de EDTA y/o SDS en cada tratamiento. Además, se ajustan estos volúmenes para asegurar la completa disolución de los agentes y facilitar futuros cálculos. Los datos obtenidos se presentan en la Tabla 27.

Tabla 27. Volumen mínimo y ajustado para la disolución de EDTA y/o SDS. Elaboración propia.

Tratamiento	Masa [kg]		Volumen total requerido [L]	Volumen total ajustado [L]
	EDTA	SDS		
T1	1,9	0	19	20
T2	3,8	0	38	40
T3	0	1,2	9	10
T4	1,9	1,2	28	30
T5	3,8	1,2	47	50

7.7. Anexo

Para determinar el valor del coeficiente de paisajismo (K_L) para *Haplopappus foliosus* y *Solidago chilensis*, se necesita conocer el factor de especie (K_S), factor de densidad (K_D) y factor de microclima (K_{MC}) de cada especie. A continuación, se presenta la Tabla 28, Tabla 29, Tabla 30, Tabla 31, Tabla 32 y Tabla 33, las cuales se utilizan para estimar los distintos factores de la Tabla 34.

Tabla 28. Descripción de tipos de factor de especies. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).

Factor especie (K_S)	
Alto	Especies con altas necesidades de agua
Medio	Especies con necesidades de agua medias
Bajo	Especies con bajas necesidades de agua

Tabla 29. Factor de especie (K_S), según tipo de planta. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).

Tipo de vegetación	ALTO	MEDIO	BAJO
Arbustos	0,7	0,5	0,2
Herbáceas	0,7	0,5	0,2

Tabla 30. Descripción de tipos de factores de densidad. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).

Factor densidad (K_D)	
Alto	Plantaciones de varios niveles con densidad alta (cobertura completa en algún nivel).
Medio	Plantaciones con: - Un solo nivel de densidad de árboles con cobertura superior al 70%, - Un solo nivel de arbustos con cobertura mayor al 90%.
Bajo	Plantaciones con: - Un solo nivel de densidad de árboles con cobertura inferior al 70%, - Un solo nivel de arbustos con cobertura inferior al 90% o - Un jardín con más de un nivel con muy baja densidad.

Tabla 31. Factor de densidad (K_D), según tipo de planta. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).

Tipo de vegetación	ALTO	MEDIO	BAJO
Arbustos	1,1	1,0	0,5
Herbáceas	1,1	1,0	0,5

Tabla 32. Descripción de tipos de factores de microclima. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).

Factor Microclima (K_{MC})	
Alto	Influencia de fuentes de calor externo (vehículos, edificios o elevado uso de pavimentos).
Medio	Campo abierto, grandes jardines con poco pavimento.

Bajo	Jardines protegidos y en entornos poco urbanizados.
-------------	---

Tabla 33. Factor de microclima (K_{MC}), según tipo de planta. Elaborado a partir de (Minvu, 2016).

Tipo de vegetación	ALTO	MEDIO	BAJO
Arbustos	1,3	1	0,5
Herbáceas	1,2	1	0,5

De esta información, se determinan los valores de los factores asociados a *Haplopappus foliosus* y *Solidago chilensis*, los cuales se presentan en la Tabla 34.

Tabla 34. K_S , K_D y K_{MC} para *H. foliosus* y *S. chilensis*. Elaboración propia.

Especie	K_S [-]	K_D [-]	K_{MC} [-]
<i>Haplopappus foliosus</i>	1,3	1	0,5
<i>Solidago chilensis</i>	1,2	1	0,5

7.8. Anexo

Tabla 35. Ventajas y desventajas de algunos tipos de sistemas de riego (INIA, 1990; AgroHuerto, 2022; Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2023) .

Tipo de riego	Ventajas	Desventajas
Por aspersión	- Riego frecuente de zonas grandes en menor tiempo. - Regulación del riego. - Riego uniforme incluso en zonas con pendientes. - Permite alcanzar eficiencias de riego de hasta un 85%.	- Posible erosión del suelo. - Requisitos de presión. - Pérdida de agua por evaporación y viento. - Aparición de hongos o enfermedades producto de la alta humedad que queda en toda la planta.
Por goteo	- Ahorro de agua entre un 40-60% con respecto a otros sistemas. - Disminución de malezas. - Riegos de alta frecuencia.	- Alta inversión inicial. - Alto costo de mantenimiento. - Posible salinidad del suelo. - Necesidad de alto grado de filtración.

	- Permite alcanzar una eficiencia de riego entre un 90-95%.	- Menos flexible. - Requiere nivelación del suelo.
Por inundación	- Fácil de instalar y mantener. - No requiere nivelación del terreno. - Método con la menor eficiencia de riego. - Bajo costo.	- Ineficiente uso del agua. - Posible salinidad del suelo. - Alto riesgo de erosión del suelo.

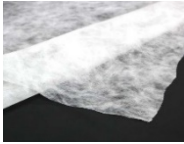
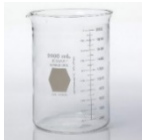
7.9. Anexo

Ilustración 25. Planilla de Excel para monitoreo y seguimiento del sistema de fitorremediación. Elaboración propia.

7.10. Anexo

Tabla 36. Lista y especificaciones de equipamiento y materiales. Elaboración propia

Lista	Imagen	Especificaciones		Referencia
Medidor de humedad del suelo		Marca/Modelo	EXTECH	(Veto, 2023)
		Rango/Resolución	0,0 – 50% / 0,1%	
		Peso	267 [g]	
		Alimentación	4 pilas AAA	
		Material del sensor	Acero inoxidable	
		Otras características	Carcasa a prueba de agua, pantalla LCD	
Medidor multiparámetro (pH, CE, salinidad y temperatura)		Marca/Modelo	Hanna Instruments	(Hanna instruments, 2023)
		Dimensiones	202 x 140 x 12,7 [mm]	
		Peso	250 [g]	
		Rango pH	-2,99 a 16,00	
		Rango CE	0,00 hasta 500,0 [mS/cm]	
		Rango de temperatura	-20,0 a 120,0 [°C]	
		Rango de salinidad	0,0 a 400,0%	

		Otras características	Hasta 1000 registros, batería recargable con hasta 8 horas	
Estanque de acumulación		Marca/Modelo	Bioplastic – EVS15000	(Bioplastic, 2023)
		Altura	2330 [mm]	
		Diámetro	3000 [mm]	
		Volumen total	15000 [L]	
		Material	Polietileno LLDPE	
		Uso	Almacenamiento de agua	
		Otras características	Paredes onduladas para mayor rigidez y resistencia	
Balde de plástico		Marca/Modelo	Haddad	(GGH, 2023)
		Altura	400 [mm]	
		Diámetro	265 [mm]	
		Volumen total	20 [L]	
		Material	Plástico	
		Capacidad de rebalse	22,8 [L]	
		Otras características	Grado alimenticio	
Malla antihelada		Marca/Modelo	Chile huerta	(Chile Huerta, 2023)
		Ancho	2070 [mm]	
		Largo	5000 [mm]	
		Material	Fibra de polipropileno	
		Otras características	Protección contra factores climáticos intensos, barrera física, creación de microclima	
Pala punta huevo		Marca/Modelo	ZEBRIK	(GGH, 2021)
		Ancho x Largo x Alto	300 x 1200 x 240 [mm]	
		Peso	1,6 [kg]	
		Material	Acero inoxidable	
		Otras características	Mango de fibra de vidrio	
Vaso precipitado de vidrio grande		Marca/Modelo	PRODELAB	(Prodelab, 2023)
		Alto	185 [mm]	
		Diámetro	130 [mm]	
		Otras características	Intervalo de graduación de 250 [mL]	
Llana recta		Marca/Modelo	Truper	(Falabella, 2023)
		Ancho	127 [mm]	
		Largo	280 [mm]	
		Material	Hoja fabricada de acero y mango de madera	

		Otras características	Uso en superficies sólidas y blandas	
Balanza digital		Marca/Modelo Ancho Largo Alto Peso neto Peso mínimo Peso máximo Otras características	ProChef ACS-09 34 [mm] 33 [mm] 110 [mm] 3,4 [kg] 40,0 [kg] 0,2 [kg] Bandeja de acero inoxidable, batería recargable	(Falabella, 2023)
Plataforma de pesaje		Marca/Modelo Ancho Largo Alto Peso neto Peso mínimo Peso máximo Otras características	ProChef ACS-09 400 [mm] 60 [mm] 800 [mm] 11 [kg] 3,0 [kg] 300 [kg] Bandeja de acero dimantado, batería recargable	(Falabella, 2023)
Lentes de seguridad		Marca/Modelo Material Protección UV Clase óptica Otras características	Atox Dallas Policarbonato Sí 1 Resistente al impacto, Antiempañante, Antirayadura, visión de 180°	(Preiza, 2023)
Casco de seguridad		Marca/Modelo Material Protección UV Peso Otras características	MSA V-Gard 520 Acrilonitrilo butadieno estireno (ABS) Sí 0,39 [kg] Alta resistencia al impacto y penetración, resistencia térmica	(RS, 2023)
Calzado de seguridad		Marca/Modelo Material Construcción Puntera de seguridad Otras características	Mack New Denver Cuero nobuck Cementado Sí Entresuela de EVA, antideslizante, planta de goma resistente	(Iso Prevent, 2023)

Guantes multipropósito		Marca/Modelo	SteelPro Guante Multiflex CUT-5 PU	(Iso Prevent, 2022)
		Material	Fibra de polietileno de alta densidad	
		Resistencia al corte	Alta	
Overol desechable		Marca/Modelo	Avalco	(Avalco, 2023)
		Material	Polipropileno	
		Estructura	Microporosa	
		Otras características	Capucha ajustable, transpirable, puños y tobillos elásticos	
Frascos plásticos		Marca/Modelo	HADDAD	(HADDAD S.A., 2023)
		Material	PET	
		Volumen	0,15 [L]	
Agitador magnético		Marca/Modelo	YaliTech Instruments MS 011	(YaliTech, 2023)
		Material	Plástico ABS y cubierta de acero inoxidable	
		Diámetro	135 [mm]	
		Alto	49 [mm]	
		Velocidad máxima	2300 RPM	
		Peso	0,46 [kg]	
		Otras características	Portátil, incluye barras agitadoras	
Set de herramientas de jardín		Marca/Modelo	OEM	(Falabella, 2023)
		Material	Acero Inoxidable y mango plástico resistente	
		Tamaño	370 [mm] x 270 [mm] x 70 [mm]	
		Peso	1,3 [kg]	
		Otras características	Incluye 10 piezas de herramientas, funda de transporte resistente	
Set de materiales de vidrio		Marca/Modelo	xpert soluciones	(xpert soluciones, 2023)
		Material	Vidrio	
		Uso	Laboratorio	
		Otras características	Set incluye 100 materiales de vidrio	
Tambor plástico		Marca/Modelo	HADDAD	(HADDAD S.A., 2023)
		Material	Plástico PET	
		Tapa	400 [mm]	
		Volumen	230 [L]	
		Otras características	Posee zuncho metálico	

Botella de spray		Marca/Modelo	HADDAD	(HADDAD S.A., 2023)
		Material	Plástico PET	
		Tapa	400 [mm]	
		Volumen	230 [L]	
		Otras características	Posee zuncho metálico	

7.11. Anexo

Tabla 37. Lista y especificaciones de insumos. Elaboración propia.

Lista	Imagen	Especificaciones		Referencia
Solución de calibración pH 7,01		Marca/Modelo	Hanna Instruments	(Hanna Instruments , 2023)
		Descripción	Solución de calibración estándar HI7007L	
		Valor pH a 25 [°C]	7,01	
		Envase	Botella	
		Tamaño	500 [mL]	
Solución de calibración pH 4,01		Marca/Modelo	Hanna Instruments	(Hanna Instruments , 2023)
		Descripción	Solución de calibración estándar HI7004L	
		Valor pH a 25 [°C]	4,01	
		Envase	Botella	
		Tamaño	500 [mL]	
Solución de calibración CE		Marca/Modelo	Hanna Instruments	(Hanna Insrruments , 2023)
		Descripción	Solución de calibración estándar HI7034L	
		Valor CE a 25 [°C]	80 [mS/cm]	
		Envase	Botella	
		Tamaño	500 [mL]	
Solución de calibración NaCl		Marca/Modelo	Hanna Instruments	(Hanna Instruments , 2023)
		Descripción	Solución de calibración estándar HI7037L	
		% NaCl a 25 [°C]	100	
		Envase	Botella	
		Tamaño	500 [mL]	
Bidón de agua destilada		Marca/Modelo	UNITECNICA	(Unitecnica , 2023)
		Volumen	5 [L]	
		Material	Plástico PET	
SDS		Marca/Modelo	MERCK	(Merck, 2023)
		Solubilidad	>130 [g/L]	
		Pureza	Min 85%	
		Peso molecular	288,38 [g/mol]	
		Envase	Frasco	

		Contenido	1 [kg]	
EDTA		Marca/Modelo	MERCK	(Merck, 2023)
		Solubilidad	>100 [g/L]	
		Pureza	99,0 – 101,0%	
		Peso molecular	372,24 [g/mol]	
		Envase	Frasco	
		Contenido	0,250 [kg]	
Tierra de hoja		Marca/Modelo	Anasac	(Falabella, 2023)
		Alto x Largo x Ancho	1020 x 54 x 100 [mm]	
		Cantidad	80 [L]	
		Humedad	30 – 45 [%]	
		CE	< 3 [mS/cm]	
		pH	5,0 – 8,5	
		Otras características	Tierra de residuos orgánicos	
Bentonita		Marca/Modelo	Nutrientes Naturales	(Indumarket, 2023)
		Alto	750 [mm]	
		Ancho	450 [mm]	
		Peso	25 [kg]	
Plántulas de <i>Haplopappus foliosus</i>		Origen	Vivero Pumahuida	(Pumahuida, 2023)
		Alto	300 [mm]	
		contenedor	130 [mm] x 200 [mm]	
Plántulas de <i>Solidago chilensis</i>		Origen	Vivero Pumahuida	(Pumahuida, 2023)
		Alto	300 [mm]	
		contenedor	130 [mm] x 200 [mm]	
Bioestimulante foliar		Marca/Modelo	Stimplex	(COPEVAL, 2023)
		Composición	Algas marinas (<i>Ascophyllum nodosum</i>)	
		Volumen	1 [L]	
		pH	7,3 - 8,2	
		Densidad a 20 [°C]	>1110 [kg/m ³]	
		Materia orgánica	8,8 – 12,1 [%]	
		N	0,1% p/p	
		P₂O₅	0,0% p/p	
		K₂O	4,0% p/p	
		Otras características	No tóxico, metales pesados por debajo de los niveles límites detectables	

Protector solar		Marca/Modelo	UVX Premium	(Chile safety, 2023)
		Filtro	UVA/UVB	
		Factor	50+	
		Resistencia	Agua y sudor	
		Envase	1,0 [kg]	
		Otras características	Certificado y registrado en el instituto de salud pública (IST)	
Guantes de nitrilo		Marca/Modelo	Health Touch BoticaMed	(Botica Med, 2023)
		Unidades por envase	100	
		Libre de látex	Sí	
		Libre de polvo	Sí	
		Otras características	Presenta certificación europea	
Orujo de uva		Origen	Planta Pisco Capel	Proyecto 04CR9IX D-01
Biosólidos		Origen	Planta Aguas del Valle S.A	Proyecto 04CR9IXD -01