



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**



**Tratamiento cero descarga líquida de agua de relave
con valorización de sólidos y salmuera**

POR

Luis Alberto Salas Contreras

Memoria de Título presentada a la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Concepción para optar al título de Ingeniero Civil

Profesor Guía
Alex Schwarz Kusch

Profesora de comisión
Alejandra Stehr Gesche

Profesional Supervisor
Álvaro González Vogel

Diciembre 2022
Concepción (Chile)

© 2022 Luis Alberto Salas Contreras

RESUMEN

El cambio climático y la crisis hídrica son una preocupación a nivel global. Las industrias deben asumir estos desafíos como parte de su desarrollo tecnológico para proponer soluciones que se ajusten a las preocupaciones ambientales de nuestra sociedad. La minería del cobre es una industria con gran impacto a nivel mundial y se proyecta que la demanda de este mineral aumente en los próximos 20 años. Además, existe una tendencia hacia la baja en la ley de cobre de los yacimientos lo que se traducirá en un mayor consumo de agua y una mayor generación de relaves.

Para enfrentar este problema, se propone un tratamiento integrado del agua de relave resultante del proceso de concentración de cobre con tecnologías ampliamente estudiadas incluyendo precipitación química (CP), intercambio iónico (IX), osmosis inversa (RO), calcinación de carbonato de calcio y captura de dióxido de carbono, en conjunto con una tecnología innovadora con múltiples recientes aplicaciones como es electrodiálisis de membranas bipolares (BMED).

En base a resultados de modelación de los subprocesos de CP, IX y RO, y experimentales de BMED, el tratamiento demuestra ser factible técnica y económicamente. Se obtiene un permeado de alta calidad, lo que hace posible considerar diferentes usos para esta fuente de agua. El implementar una solución como esta permitiría evitar alternativas más costosas como desalinizar e impulsar el agua hasta las operaciones mineras, incluso si se considera el aumento de costo de disponer los relaves en seco.

ABSTRACT

Climate change and the water crisis are a global concern. Industries must assume this as part of their technological development to propose solutions that are in line with the environmental concerns of our society. Copper mining is an industry with great impact worldwide and the demand for copper is projected to increase over the next 20 years. In addition, there is a downward trend in the copper grade of the deposits, which will also result in higher water consumption and a greater generation of tailings per ton of concentrate.

To address this problem, an integrated treatment is proposed with widely studied technologies including chemical precipitation (CP), ion exchange (IX), reverse osmosis (RO), calcium carbonate calcination and carbon dioxide capture, together with an innovative technology with multiple recent applications such as bipolar membrane electrodialysis (BMED).

Based on modeling results of the CP, IX and RO subprocesses, and experimental results of BMED, the treatment proves to be technically and economically feasible. A high quality permeate is obtained, which makes it possible to consider different uses for this water source. Implementing a solution like this could allow avoiding more expensive alternatives such as desalination and pumping the water to the mining operations, even when the cost increase of dry tailings disposal is considered.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1 Motivación.....	1
1.2 Objetivo general	6
1.3 Objetivos específicos.....	6
1.4 Alcance del trabajo	6
1.5 Planificación de actividades	7
1.6 Principales resultados y conclusiones.....	7
CAPÍTULO 2: ANTECEDENTES Y MÉTODOS	8
2.1 Introducción.....	8
2.2 Antecedentes.....	8
2.3 Modelación y descripción del proceso	11
2.4 Modelo de costos y factibilidad económica	14
2.5 Experimentos de BMED.....	15
2.6 Conclusiones.....	16
CAPÍTULO 3: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
3.1 Introducción.....	17
3.2 Modelación de las etapas de precipitación (CP), intercambio iónico (IX) y osmosis inversa (RO).....	17
3.3 Resultados de BMED	19
3.4 Costos del sistema de tratamiento de agua de relave propuesto.....	21
3.5 Comparación de costos de alternativas de manejo de relaves y agua aplicable a proyectos nuevos o ampliaciones	23
3.6 Impacto del cambio de modalidad de manejo de relaves y agua en el precio de venta de cobre aplicable a proyectos en operación.....	24

3.6 Conclusiones.....	26
CAPÍTULO 4: CONCLUSIONES	27
REFERENCIAS.....	28
ANEXO 1.1 Contribución a los Objetivos de Desarrollo Sostenible	40

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Caracterización del agua de relave.....	8
Tabla 2.2 Antecedentes de las operaciones mineras	9
Tabla 3.1 Caracterización del agua por etapas y calidad del permeado obtenido.....	18
Tabla 3.2. Condiciones experimentales y resultados obtenidos.....	19
Tabla 3.3 Principales parámetros de costos considerados en la evaluación económica	22
Tabla 3.4 Costos anualizados y costo del proyecto normalizado por libra de cobre producida	25

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Distribución de fuentes de agua (%) en el proceso de concentración de minerales versus máxima contribución posible (%) de agua de relave filtrado.....	10
Figura 2.2 Diagrama y balance de masa del sistema de tratamiento.	13
Figura 2.3 Configuración de BMED utilizada	14
Figura 3.1 Evolución de la conductividad en el compartimiento ácido durante los experimentos de BMED.....	20
Figura 3.2 Costo total (CAPEX Y OPEX) de cada unidad de tratamiento del sistema propuesto para cada faena minera normalizado por metro cúbico de agua.	22
Figura 3.3 Comparación de alternativas de manejo de aguas y relaves.....	24

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 Motivación

Se espera que la demanda de cobre aumente entre un 275% y 350% para 2050 comparado con la demanda del año 2010 (Elshkaki et al., 2016). Además, se proyecta una disminución de la ley mineral para los yacimientos de metales a nivel mundial, lo que, junto a la creciente demanda de cobre, tendrá asociados fuertes impactos ambientales relacionados con el consumo de energía, el consumo de agua, la generación de residuos mineros, y las emisiones de gases de efecto invernadero (Northey et al., 2014). El cambio hacia un sistema energético limpio va a impulsar un enorme aumento de las necesidades de algunos minerales como el cobre, lo que significa que el sector energético se está convirtiendo en una fuerza importante en los mercados de los minerales (IEA, 2021).

En Chile, para sostener este aumento de producción se proyecta un incremento de 26% de la demanda de agua por parte de la minería del cobre al año 2032, en comparación con la demanda del año 2020, llegando hasta 23,3 m³/s. Del valor proyectado, 68% provendría del mar y 32% de aguas continentales (Cochilco, 2021). Los mayores desafíos que plantea el uso de agua de mar para la minería del cobre son los costos y el origen de la energía necesaria para transportar agua desde el océano hasta las minas, que suelen estar situadas 100-200 km tierra adentro y a altitudes que pueden llegar a los 4.000 m sobre el nivel del mar (Lagos et al., 2018). Si el precio local de la energía es alto, el uso de agua de mar podría limitar la expansión de las minas de cobre en el país, y así incentivar fuertemente la mejora de los sistemas de agua (Gunson et al., 2010). Además, la salmuera de desalinización de agua de mar por osmosis inversa es comúnmente descargada en el entorno natural, y varias investigaciones han concluido que el desecho de esta salmuera tiene una influencia negativa en el ecosistema (Bazargan, 2018; Elimelech et al., 2011; Kress, 2019; Molinos et al., 2019; Sadhwani et al., 2005). Por lo tanto, se requiere evaluar fuentes alternativas de agua, incluyendo el agua de proceso minera tratada.

El aumento del consumo de agua proyectado en la minería del cobre se debe a la creciente participación de los minerales sulfurados en la matriz de producción, que son concentrados por flotación, proceso intensivo en el uso de agua; y a la caída en las leyes de los minerales, lo cual demanda una mayor cantidad de agua por tonelada de cobre fino, ya que se debe procesar mayor

cantidad de roca (Cochilco, 2021). Paralelamente, menores leyes de los minerales resultan además en un mayor volumen de relaves, lo que ha provocado un mayor escrutinio por parte de la sociedad civil y reguladores (Edraki et al., 2014). Los relaves están clasificados como pasivos ambientales de alto riesgo, y en países con alta sismicidad como Chile se han registrado 38 casos de fallas de tranques de relaves, algunos con consecuencias fatales (Iragorre, 2021).

En las plantas de flotación de sulfuros, en particular en las que se practica reutilización de agua, es frecuente que se concentre el calcio en el agua de proceso. Los iones de calcio pueden provenir de la disolución de minerales portadores de calcio, de la adición de cal como modificador de pH, o como depresor de la pirita. También existen altas concentraciones de sulfato en las aguas de proceso de muchas plantas de flotación de sulfuros debido a la oxidación de especies de azufre (Sui et al., 1998). Si se recircula el agua sin tratamiento en la planta de flotación, eventualmente se excede la solubilidad del sulfato de calcio, cuya precipitación sobre los minerales de sulfuro dificulta la flotación de los minerales deseados (Grano, 1995; Raghavan et al., 1984; Sinche et al., 2021; Zanin et al., 2019). Investigaciones recientes han demostrado el efecto negativo de la precipitación de sulfato de calcio en la recuperación de algunos minerales como la calcopirita (Sinche et al., 2021) y la molibdenita (Lucay et al., 2015). El sulfato también puede aumentar los gastos de capital por las incrustaciones en las tuberías (Broman, 1980). En la actualidad, la preocupación por la interacción de aguas sulfatadas con el ecosistema ha aumentado y ha dado lugar a directrices y reglamentos que limitan su concentración en los cuerpos de agua. En Estados Unidos, hay normativas que establecen un límite máximo de 250 mg/l para aguas subterráneas (New Jersey Dept. of Environmental Protection, 2020) y para consumo humano (EPA, 2009). En Canadá, el valor establecido para la protección de la vida acuática varía entre 128 mg/l y 428 mg/l dependiendo de la dureza del agua (British Columbia Approved Water Quality Guidelines, 2019). Australia y Nueva Zelanda definen un límite de 400 mg/l para aguas con uso recreativo (Anzecc and Armcanz, 2000). En Chile, para la descarga en cuerpos de agua superficial, la norma se encuentra en un rango de 1.000 – 2.000 mg/l (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2001). Sin embargo, existen normas secundarias de calidad ambiental para la protección de aguas continentales superficiales en cuencas hidrográficas con presencia de grandes faenas mineras, que establecen un límite mínimo de sulfato en el agua de 150 mg/l (Ministerio del Medio Ambiente, 2014). Debido a lo permisivo de la normativa ambiental actual, no es común que se practique el tratamiento de aguas de proceso en las faenas mineras. Sin embargo, existe una presión

creciente por parte de las comunidades para que la industria mejore sus estándares de sustentabilidad lo que hace prever que en el futuro cercano deban aplicarse soluciones de tratamiento.

Existen soluciones de tratamiento para sulfato basadas en su reducción biológica (Schwarz et al., 2022), intercambio iónico (Bratty, 2008), precipitación química (Kinnunen et al., 2018), filtración por membrana (Hchaichi et al., 2013), y combinaciones de ellas (Reig et al., 2016; Zhang et al., 2019; Kinnunen et al., 2018).

Kinnunen et al. (2018) evaluaron un tratamiento para agua de relave con un alto contenido de sulfato. Su sistema, que combina pretratamiento por precipitación química de sulfato de calcio con osmosis inversa, genera un efluente con una concentración de 20 mg/l de sulfato. Sin embargo, este sistema no permite recuperar más de un 60% de agua, requiriendo una solución costosa para la disposición de salmuera, en caso de no contar con autorización para disponerla junto con los relaves.

Otro tratamiento para aguas con alto contenido de sulfato es Sulf-IXTM. Es una tecnología continua de intercambio iónico para eliminar sulfato de efluentes industriales (Bratty, 2018). El tratamiento utiliza resinas catiónicas y aniónicas para eliminar calcio y sulfato, respectivamente, empleando ácido sulfúrico y cal para la regeneración de las resinas. Las principales ventajas del proceso son que se obtienen concentraciones efluentes de sulfato menores a 250 mg/l, y que el sulfato se transforma en un producto sólido de yeso (López et al., 2009). Sin embargo, en el caso de Sulf-IXTM, no hay circularidad en el tratamiento, es decir, no se recuperan los reactivos químicos que se utilizan para la regeneración de las resinas. Si bien la recuperación de agua es elevada y además se recupera yeso, este producto no es utilizado en minería. Por otro lado, el ácido sulfúrico y la cal agregada duplican el volumen de yeso generado, y el agua recuperada no es de calidad óptima, ya que el tratamiento sólo remueve sulfato y calcio.

Se han sugerido formas nuevas y más sostenibles para evitar el impacto de la eliminación de la salmuera. Estas formas son las estrategias de Mínima Descarga Líquida (MLD, por sus siglas en inglés) y de Cero Descarga Líquida (ZLD, por sus siglas en inglés). Estas estrategias no se centran en la eliminación de la salmuera, si no en su valorización y recuperación de materiales útiles (Mendéz et al., 2021; Panagopoulos, 2021). Los sistemas de ZLD son beneficiosos para cumplir la normativa medioambiental, reducir los costos de eliminación de aguas residuales, complementar el suministro

de agua y para proteger el medio ambiente (Yaqub et al., 2019). La estrategia de ZLD incorpora los procesos de desalinización basados en calor o separación por membranas (Panagopoulos, 2021). En los sistemas de ZLD convencionales, los procesos térmicos son fundamentales; las aguas residuales se introducen en un concentrador de salmuera para su evaporación y luego en un cristalizador; el destilado recogido se reutiliza, mientras que los sólidos recuperados se eliminan o recuperan como subproductos valiosos. Estos sistemas, que ya se utilizan con éxito, consumen una cantidad considerable de energía (Yaqub et al., 2019). Además, estas tecnologías tienen un alto costo de capital debido al uso de materiales de construcción costosos, como el acero inoxidable y el titanio, que son esenciales para evitar la corrosión durante la ebullición de la salmuera (Panagopoulos et al., 2020).

Los tratamientos futuros de agua de proceso minera deberían propender además a la circularidad en el uso de reactivos, la maximización de la recuperación de agua, y la minimización de la huella de carbono. En este sentido, la tendencia debería ser hacia la hibridación con procesos novedosos más eficientes energéticamente, y basados en fuentes de energía renovable, para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (Panagopoulos et al., 2022). Un proceso novedoso es la electrodiálisis de membranas bipolares (BMED) (Chen et al., 2020; Herrero et al., 2018; Pourcelly, 2002; Reig et al., 2016; Zhang et al., 2019). La BMED tiene grandes perspectivas en los campos de recuperación de recursos y la ZLD debido a la estructura única de las membranas bipolares (Yu et al., 2021). Durante el proceso de BMED, las sales disueltas en soluciones acuosas inorgánicas/orgánicas pueden dividirse en ácidos y bases (Zhang et al., 2019). Por lo tanto, la BMED no sólo remueve la contaminación, sino que puede generar además subproductos valiosos para un desarrollo sostenible (Shen et al., 2013).

Para valorizar el agua de relave, se propone un tratamiento integrado con tecnologías ampliamente estudiadas, como osmosis inversa (RO, por sus siglas en inglés) (Choi et al., 2016; Kucera, 2015; Qasim et al., 2019; Suárez et al., 2015; Voutchkov, 2013), precipitación química (CP, por sus siglas en inglés) (Kawamura, 2000; Pokrovsky, 1998; Reig et al., 2016; Tang et al., 2021), intercambio iónico (IX, por sus siglas en inglés) (Lebron et al., 2021; Wachinski, 2016; Zhang et al., 2019), calcinación de carbonato de calcio (Chinyama et al., 2008; Gumerman et al., 1979; Schwarzkopf, 1971; Valverde, 2018) y captura de dióxido de carbono (Azizi et al., 2022; Valverde, 2018). Todo esto en conjunto con una tecnología emergente: la electrodiálisis con membranas bipolares (BMED).

El objetivo del sistema de tratamiento desarrollado en el presente estudio es obtener un permeado de alta calidad, maximizar la recuperación de agua, recuperar productos utilizados en procesos mineros como la cal y el ácido sulfúrico, y minimizar la huella de carbono. La factibilidad técnica de los tratamientos de CP, IX y RO se evaluó mediante modelación en los *softwares* VisualMINTEQ, WAVE e IMSDesign, respectivamente. BMED se evaluó técnicamente en laboratorio para obtener parámetros típicos de la operación a nivel industrial que pudieran ser llevados al modelo de costo. Por su parte, para las etapas de captura de CO₂ y calcinación de CaCO_{3(s)}, se consideró la estequiometría de los procesos y rendimientos típicos de la literatura.

La evaluación económica fue estudiada para tres casos de operaciones mineras en Chile, con modelos de costos obtenidos desde la literatura. El costo del tratamiento y el consumo energético calculados son altamente competitivos en comparación con otras opciones, como los sistemas convencionales de ZLD. Por lo tanto, el sistema de tratamiento desarrollado representa una solución de economía circular costo-efectiva para el manejo de agua y reactivos en el proceso de concentración de minerales por flotación en la minería del cobre. Además, la evaluación consideró un sistema previo de filtrado de relaves para alcanzar una mayor recuperación de agua. Para agregar el costo de este sistema al tratamiento de agua de relave se consideró la diferencia de costos entre la disposición de relave espesado (situación actual) y la disposición en seco (situación con proyecto). Esta evaluación sería aplicable a desarrollos mineros nuevos o sus aumentos de capacidad. El costo total del proyecto de disposición de relaves y de tratamiento de agua de relave, presentó menores costos que la desalinización e impulsión de agua de mar hasta las operaciones mineras.

Una etapa de escalamiento inicial podría considerar el tratamiento de una cantidad marginal de agua de relave. Por ejemplo, se podrían incorporar medidas para minimizar la evaporación de agua desde los relaves y tratar el agua no evaporada. La supresión de la evaporación de agua mediante cubiertas tiene un costo de mantención cercano a 0.1 USD/m²/año y puede reducir las pérdidas por evaporación hasta en un 80% (Mady et al., 2021).

Además de la evaluación económica del proyecto, es importante considerar los aspectos de sustentabilidad a largo plazo en la minería. El depositar el relave en seco e incorporar un sistema de tratamiento para mejorar la calidad del agua y recuperar reactivos, tiene grandes beneficios ambientales y sociales. Un sistema de este tipo apunta a la circularidad en el uso de agua, reduce el

potencial de drenaje ácido de mina, reduce el riesgo de inestabilidad física de la presa frente a fenómenos extremos y presenta la posibilidad de relleno de la mina con el material sólido de relave (Kinnunen et al., 2021; Cacciuttolo et al., 2022).

1.2 Objetivo general

El objetivo principal del presente trabajo es evaluar técnica y económicamente un sistema de tratamiento cero descarga líquida de agua de relave con valorización de sólidos y salmuera, considerando los tratamientos de precipitación química, intercambio iónico, osmosis inversa, captura de dióxido de carbono, calcinación de carbonato de calcio y electrodiálisis de membranas bipolares.

1.3 Objetivos específicos

- Modelar los tratamientos de precipitación química, osmosis inversa e intercambio iónico.
- Determinar experimentalmente la factibilidad técnica de BMED para tratar agua sintética que simule el concentrado/salmuera de osmosis inversa.
- Determinar la factibilidad económica del sistema de tratamiento, comparando con la alternativa de desalinizar e impulsar agua desde el mar hasta las mineras.

1.4 Alcance del trabajo

Las tecnologías seleccionadas se evalúan para una única muestra de agua representativa de los casos a evaluar, la cual tiene como principal característica el alto contenido de iones sulfato (16 mM) y calcio (16 mM), siendo estos los iones relevantes para el estudio de cada tratamiento.

Las tecnologías evaluadas técnicamente a nivel computacional fueron precipitación química (Visual MINTEQ), osmosis inversa (IMSDesign) e intercambio iónico (WAVE). La electrodiálisis de membranas bipolares fue evaluada técnicamente en base a experimentos, debido a su dificultad de modelación matemática y la inexistencia de *softwares* de modelación.

Por su parte, para las etapas de captura de CO₂ y calcinación de CaCO_{3(s)}, se consideró la estequiometría de los procesos y rendimientos típicos de la literatura.

1.5 Planificación de actividades

Primero, se realizó una revisión bibliográfica exhaustiva de sistemas de tratamiento que incluyeran cada una de las tecnologías, o integraciones de ellas, de *softwares* de diseño, y de revisión de modelos de costos. Posteriormente, se realizaron las modelaciones y experimentos, para finalmente realizar la evaluación económica del sistema de tratamiento.

1.6 Principales resultados y conclusiones

Se demostró la factibilidad técnica a nivel computacional de las etapas de tratamiento de precipitación química, intercambio iónico y ósmosis inversa. Además, se demostró la factibilidad técnica de la electrodiálisis bipolar a nivel experimental, para tratar agua que simula el concentrado de la osmosis inversa.

Finalmente, se demostró la factibilidad económica del tratamiento integrado para cada uno de los casos seleccionados, en base a los modelos de costos de la bibliografía. La solución más sustentable, aplicable a proyectos nuevos o sus aumentos de capacidad, requiere el depósito de relaves en seco. En el caso de proyectos en operación, el incremento de costo asociado a reemplazar la solución autorizada de disposición de relaves húmedos por disposición de relaves secos es elevado.

CAPÍTULO 2: ANTECEDENTES Y MÉTODOS

2.1 Introducción

En este capítulo se presentan los antecedentes y metodología para desarrollar la evaluación técnica y económica. Se describen detalladamente los procesos y las etapas de la modelación.

2.2 Antecedentes

Para las modelaciones se consideró agua de proceso real obtenida desde un espesador de una operación de concentración de cobre de la gran minería, cuya caracterización detallada se reporta previamente en Suárez et al. (2020). Los iones y características más relevantes se muestran en la Tabla 2.1. Esta agua de proceso presenta una concentración de 16 mM de CaSO_4 . Para evaluar la condición de saturación de esta muestra, se ingresó su composición al *software* VisualMinteq, obteniéndose un índice de saturación (SI) igual a 0,001, muy cercano al equilibrio para la precipitación de sulfato de calcio.

Tabla 2.1 Caracterización del agua de relave. (Suárez et al., 2020)

Parámetro	Valor	Unidad
Alcalinidad	0,59	meq/l
Calcio	16	mM
Cloro	1,7	mM
Cobalto	26	μM
Cobre	2	μM
Sílice	0,17	mM
Sodio	2.9	mM
Sulfato	16	mM
Conductividad	2,2	mS/cm
pH	7,8	-

Las faenas seleccionadas para el análisis de casos se muestran en la Tabla 2.2. Esta muestra se encuentra dentro de la categoría de las empresas pertenecientes a la gran minería chilena, según el

criterio establecido por el Servicio Nacional de Geología y Minería (Sernageomin). La caracterización de agua de relave de estas operaciones es similar a la que fue modelada, lo que fue verificado en base a información de monitoreo obtenida del Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (Snifa). Estas operaciones están ubicadas entre la zona centro y la zona centro norte del país, a lo que se atribuye la baja concentración de cloruro de sodio del agua de relave. Por otra parte, se observó que las faenas que se encuentran en el norte del país, como Escondida, presentan una mayor concentración de cloruro de sodio, incluso superando la concentración de sulfato de calcio. Para este tipo de operaciones, con mayor concentración de cloruro de sodio, se generaría una mezcla de sales en la entrada de la BMED y, en consecuencia, una mezcla de ácidos a la salida de la BMED. Zhang et al. (2019) trabajaron con sales mixtas de entrada a la BMED, donde muestran que la proporción de ácidos producidos está directamente relacionada con la proporción de sales de entrada. El contar con una mayor concentración de entrada de cloruro de sodio genera mayores beneficios, debido a que aumentaría la cantidad de ácido y base producidos.

Para estimar el caudal de diseño se consideró aquel que ingresa junto a los relaves, presentado en balances hídricos de cada operación (Anglo American, 2019; Antofagasta Minerals, 2016; Codelco, 2013). A este valor se aplicó un factor del 90%, para simular la recuperación de agua alcanzada en un proceso de filtrado de los relaves (Cacciuttolo et al., 2022). Es decir, el caudal de agua a tratar corresponde al potencial de agua recuperada de los relaves considerando un sistema previo de filtrado de relave.

Tabla 2.2 Antecedentes de las plantas concentradoras de las operaciones mineras.

División minera	Altitud de proceso (msnm)	Mineral procesado (ktpd) ¹	Contenido de sólidos (%) ¹	Q relave (L/s) ¹	Perdidas en el tranque (L/s) ¹	Q relave filtrado (L/s) ²	Recirculación actual (L/s) ¹	Agua fresca (L/s) ¹	Agua desalada (L/s) ¹
Los Bronces	3.400	160	60%	1.205	607	1.085	598	667	0
Los Pelambres	1.611	190	57%	1.687	1060	1.518	627	963	138
Andina	2.884	94	60%	703	703	633	0	722	0

¹Informes de Evaluación de Impacto Ambiental de las operaciones (Anglo American, 2019; Antofagasta Minerals, 2016; Codelco, 2013)

²Relave filtrado, 90% de recuperación del agua contenida en el relave (Cacciuttolo et al., 2022)

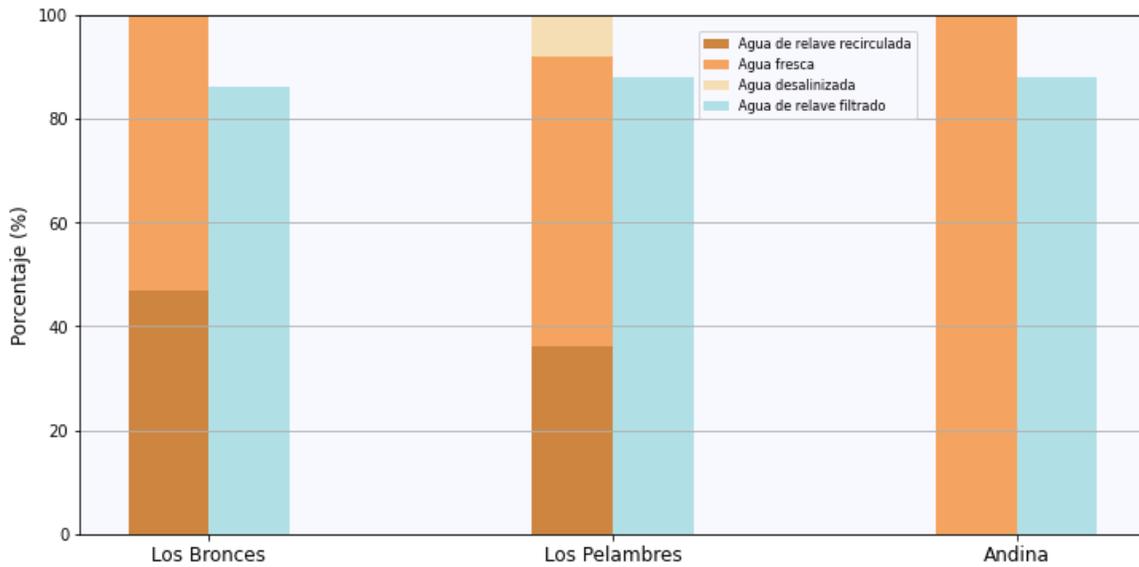


Figura 2.1 Distribución de fuentes de agua (%) en el proceso de concentración de minerales versus máxima contribución posible (%) de agua de relave filtrado.

En la tabla 2.2 se presentan los antecedentes de las plantas concentradoras de las operaciones evaluadas, y en la figura 2.1 se muestra el consumo de agua (%) por fuente de abastecimiento en la planta concentradora.

La Figura 2.1 muestra que la recuperación de agua desde el depósito de relaves es muy variable entre las faenas mineras analizadas, siendo Los Bronces la faena que maximiza la recuperación de agua desde relaves depositados (44%), mientras que Andina no presenta recuperación. Además, la filtración de relaves y el tratamiento del agua recuperada permitiría evitar la mayor parte de la considerable abstracción de agua fresca que realizan estas faenas ubicadas en cuencas que cuentan con declaratoria de restricción o prohibición de aguas subterráneas, de agotamiento de aguas superficiales, y/o de escasez hídrica (DGA, 2022a; DGA, 2022b).

2.3 Modelación y descripción del proceso

En la Figura 2.1 se muestra el balance de masa de la solución de tratamiento propuesta en estado estacionario para 10 litros de agua, considerando como concentraciones de entrada 16 mM de calcio y 16 mM de sulfato.

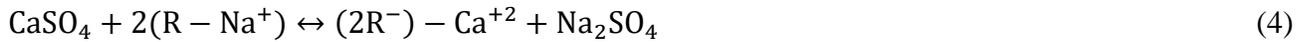
La primera etapa del sistema de tratamiento es de precipitación química, que tiene como objetivo remover la elevada dureza que posee el agua de relave. Esta etapa fue modelada en el *software* Visual Minteq. Se consideró la adición de ceniza de soda en proporción estequiométrica 1:1 con la alimentación de calcio, y junto con esto el pH fue ajustado a un valor de 10,6, según recomendaciones de la literatura (Kawamura, 2000). La reacción que ocurre en este proceso se describe en la ecuación 3.



La segunda y cuarta etapa son de tratamiento por IX. Estas etapas se consideran de resguardo de las membranas de osmosis inversa y de electrodiálisis bipolar de las incrustaciones minerales de CaCO_3 y CaSO_4 . El tratamiento por intercambio iónico fue modelado en el *software* WAVE. Se utilizaron resinas de ácido débil en su forma de sodio, que a diferencia de las resinas en su forma de hidrógeno no solo reaccionan con la dureza asociada a la alcalinidad, por lo que son capaces de remover la dureza casi en su totalidad en salmueras (Dow Water Solutions, 2016; Wachinski, 2016; Zhang et al., 2019). Cabe destacar que las resinas de intercambio iónico de ácido fuerte se regeneran con salmuera, por lo que no podrían ser utilizadas en esta aplicación. La reacción del intercambio iónico se puede ver en la Ecuación 4.

Las resinas de ácido débil presentan una muy alta afinidad por los iones de dureza. Esta selectividad, hace imposible la regeneración efectiva de la resina a la forma de sodio utilizando sal como regenerante. En su lugar, se utiliza ácido diluido para remover los iones de dureza de la resina de ácido débil. De este modo se aprovecha la gran afinidad de la resina por los iones de hidrógeno. La regeneración con ácido diluido convierte la resina a la forma de hidrógeno de manera eficiente. La conversión de la resina a la forma de sodio se puede alcanzar luego mediante la neutralización con una solución diluida de hidróxido de sodio (Dow Water Solutions, 2016). Las ecuaciones 5 y 6

muestran el ciclo de regeneración de las resinas de intercambio iónico. Los agentes regenerantes son productos químicos obtenidos del sistema de tratamiento (H_2SO_4 y NaOH). El efluente del ciclo de regeneración es una solución saturada en sulfato de calcio, la cual puede ser recirculada dentro del mismo sistema de tratamiento. Ambas consideraciones permiten mantener la circularidad en la operación propuesta.



La tercera etapa es de osmosis inversa. El objetivo de este tratamiento es obtener un permeado de alta calidad con una recuperación del 98% de agua. Luego, el concentrado que sale de la osmosis inversa (2% del caudal afluente) es tratado en la quinta etapa por BMED. El objetivo de BMED es obtener ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido de sodio (NaOH) a partir de la salmuera altamente concentrada en sulfato de sodio (Na_2SO_4) proveniente de la RO. Esta tecnología funciona en base a membranas bipolares y monopolares para generar ácido y base mediante la disociación del agua y la separación de una sal.

Una membrana bipolar, consiste en la superposición de una capa de intercambio catiónico y una capa de intercambio aniónico, cuya capa intermedia promueve la disociación del agua cuando se aplica un voltaje (>0.83 V), liberando así H^+ y OH^- (Guerreri et al., 2020).

Las membranas catiónicas permiten el paso de iones de carga positiva (Na^+) que reaccionan con los hidróxidos para formar una base (NaOH). Las membranas aniónicas permiten el paso de iones de carga negativa (SO_4^{2-}) que reaccionan con los protones para formar un ácido (H_2SO_4). Esta transferencia ocurre gracias a la aplicación de un campo eléctrico, generado por una diferencia de potencial entre un ánodo y un cátodo. En la Figura 2.2 se presenta la configuración utilizada en la BMED, considerando dos compartimientos. Esta configuración es más eficiente energéticamente que la de tres compartimientos y es aplicable cuando no se requiere que ambos productos tengan una alta

pureza. En este caso, se utilizó una configuración de dos compartimentos, ya que no se requiere un producto totalmente puro de hidróxido de sodio.

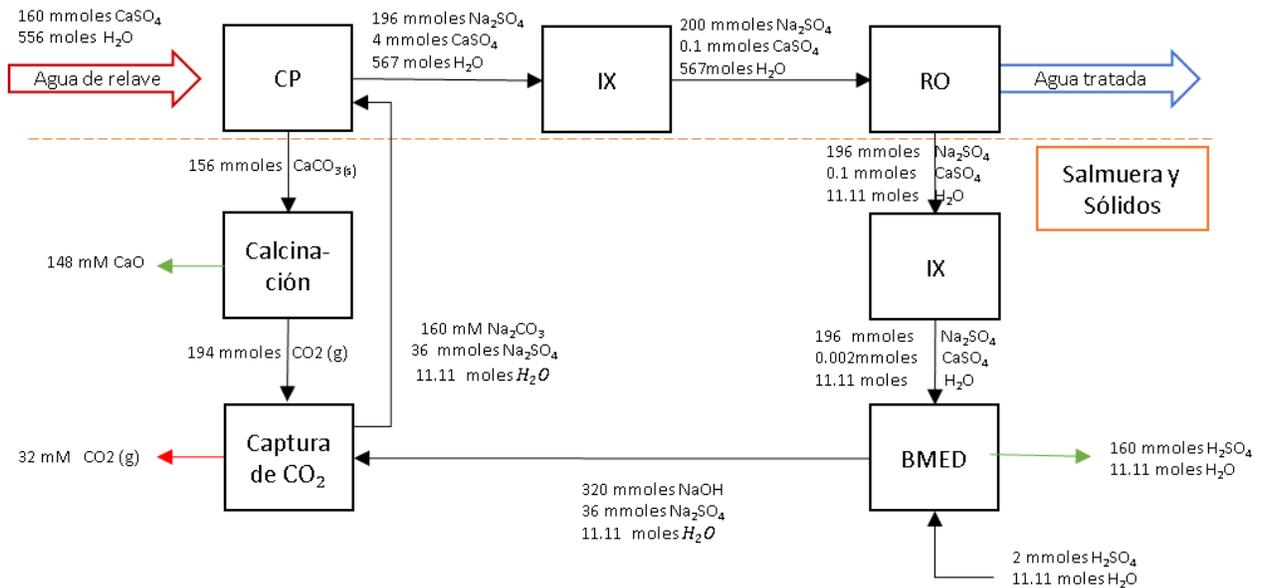


Figura 2.2 Diagrama y balance de masa del sistema de tratamiento.

La reacción de calcinación de carbonato de calcio se muestra en la Ecuación 7. Para este proceso, se consideró un rendimiento de un 95% de conversión de carbonato de calcio en óxido de calcio (Chinyama et al., 2008). El combustible considerado fue gas natural y el factor de emisión de dióxido de carbono para la combustión con gas natural utilizado fue 1,04 ton CaO/ton CO₂. Este valor incluye las emisiones asociadas a la estequiometría de la reacción (0,75 ton CaO/ton CO₂) y las emisiones asociadas a la combustión del proceso de calcinación (0,29 ton CaO/ton CO₂). Para el cálculo de las emisiones provenientes de la combustión, se utilizó una capacidad calorífica del gas natural de 56.100 kg CO₂/TJ (Gómez et al., 2006), junto al consumo de gas en el horno de calcinación (Gumerman et al., 1979). El acoplar esta etapa con tecnologías limpias de generación de energía, como la energía fotovoltaica, es un aspecto fundamental para descarbonizar el proceso.



Se asume una eficiencia de captura del dióxido de carbono que se genera en la calcinación de 82% mediante reacción con el hidróxido de sodio producido en la BMED para producir ceniza de soda según la Ecuación 8. Esta ceniza de soda es el reactivo utilizado para precipitar el calcio como carbonato de calcio en la primera etapa del tratamiento, como se muestra en la Ecuación 3, cerrando el circuito de insumos químicos.

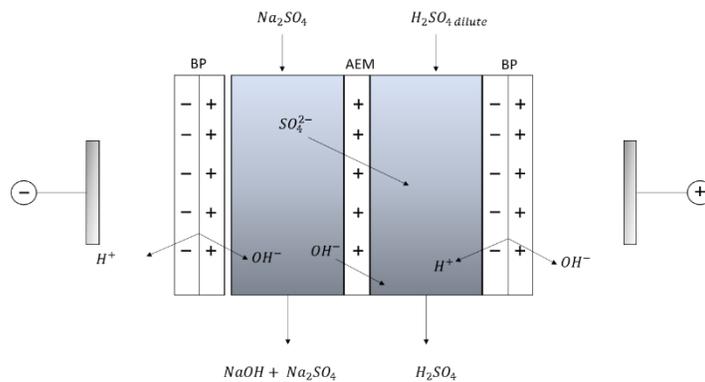


Figura 2.3 Configuración de BMED utilizada

Adaptada de (Pourcelly 2002)

2.4 Modelo de costos y factibilidad económica

Para los procesos de precipitación, intercambio iónico y el horno de calcinación se utilizaron las curvas de costos de la EPA (Gumerman et al., 1979). Para actualizar el costo de capital se utilizó el factor de IPC entre los años 1979-2022 (U.S Bureau of Labor Statistics). El volumen de los reactores de mezcla rápida, floculación y sedimentación fue estimado en base al caudal de diseño y los tiempos de residencia recomendados en la literatura (Kawamura, 2000).

Suárez et al. (2015) presentan un modelo para estimar los costos de inversión y de operación de la osmosis inversa. Los parámetros técnicos de entrada a este modelo corresponden a la presión de la bomba, el caudal de alimentación y el área de las membranas. Los costos de la electrodiálisis bipolar

se estimaron en base al costo total de inversión de los equipos. El requerimiento de los equipos se calcula para obtener un 81% de conversión de la sal en ácido sulfúrico y es estimado en base a la tasa de transferencia de moles de sal obtenida experimentalmente. Con el costo de inversión en los equipos es posible obtener el costo de capital total en base a modelos de escalamiento económico previamente publicados (Thompson et al., 1995). No fue necesario actualizar este costo de capital, ya que fue calculado en base a precios actuales de los equipos. Para el costo energético de BMED, se consideró el valor de consumo energético normalizado por tonelada de ácido obtenido en laboratorio. Finalmente, para estimar la eficiencia y costo energético de la captura de dióxido de carbono se utilizaron los valores calculados por Azizi et al. (2022).

Además del costo del tratamiento propuesto, se incluyó en la evaluación de alternativas una diferencia de costo de 0.8 USD/ton seca (Gouveia, 2020) entre una disposición de relave húmedo y una de relave filtrado. Esto con el fin de estimar el costo total de una gestión óptima de los relaves con un enfoque de economía circular. El costo del tratamiento fue comparado con el costo que significaría desalinizar e impulsar agua de mar hasta la operación minera. Para evaluar el costo de tratar agua de mar e impulsar el agua a una altitud determinada, se utilizaron los valores presentados por Alvez et al. (2020) que incluyen CAPEX y OPEX del tratamiento por RO y de la impulsión para diferentes altitudes. Los costos de tratar agua de mar con RO fueron validados con el modelo de Suárez et al. (2015) en base a la modelación de una planta de osmosis inversa en IMSDesign para una caracterización típica de agua de mar. Además, se consideró un ajuste al costo operacional debido a la actualización del costo de la energía eléctrica.

2.5 Experimentos de BMED

Se utilizó un equipo BMED de PCCell ED-64004 (PCCell GmbH, Germany), el cual consta de un sistema de cuatro cámaras con un área de membrana efectiva de 64 cm². Las dimensiones de la pila de membranas es de 0,11 x 0,11 m. La configuración del equipo utilizada estuvo compuesta por cuatro pares de membranas, en que cada par tenía una membrana aniónica y una membrana bipolar. (Astom Corporation, Japón). Se utilizó un total de cuatro membranas aniónicas y cinco membranas bipolares. Cada par tenía un compartimiento ácido y un compartimiento en el cual circulaba la sal y se producía la base. Se prepararon soluciones de Na₂SO₄ en representación de la corriente de concentrado de la ósmosis inversa. En el compartimiento de ácido, se utilizó una concentración inicial de 0,01 M de

H₂SO₄ para evitar una alta resistencia inicial en la alimentación. Además, en los electrodos se utilizó una solución salina de enjuague de 0,2 M de Na₂SO₄. Se prepararon 2 L de cada solución y se utilizó una configuración de recirculación para llevar a cabo los experimentos. Se realizaron experimentos a diferentes voltajes (entre 14 y 16 V) para evaluar el efecto de este parámetro en el flujo de sulfato desde el compartimiento salino al compartimiento ácido.

Los experimentos se realizaron en modo batch y bajo un voltaje constante (modo potencioestático) a través de los electrodos. Tres bombas impulsaron cada una de las corrientes en el equipo de BMED. El flujo de ambos compartimientos fue de 20 L/h, mientras que el caudal de enjuague del electrodo fue de 70 L/h. Durante el experimento se midió constantemente para ambos compartimientos la temperatura, la conductividad, el potencial y la corriente. Además, para el compartimiento ácido se midió constantemente el pH.

El consumo energético por tonelada de ácido producido E_c (kWh/ton), fue calculado con la Ecuación 9 (Reig et al., 2016).

$$E_c = \frac{(I \cdot U \cdot t) / 1000}{\text{ton final de ácido}} \quad (9)$$

Donde I(A) y U(V) son la corriente y voltaje aplicados y t es el tiempo en horas.

2.6 Conclusiones

Se describe un sistema de tratamiento completamente circular para el agua de relave en la minería del cobre. La literatura sobre los procesos involucrados es extensa y se presentan modelos de costos que permiten evaluar la factibilidad económica del proyecto. Para la etapa de la tecnología más innovadora (BMED), se llevaron a cabo experimentos con agua sintética que simula el concentrado de la etapa anterior de osmosis inversa.

CAPÍTULO 3: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Introducción

En este capítulo se presentan los resultados de la modelación de las tres etapas involucradas en la línea de tratamiento del agua de relave: precipitación química (CP), intercambio iónico (IX) y osmosis inversa (RO). Se muestra el costo del sistema de tratamiento y la factibilidad económica para casos específicos dentro de la gran minería del cobre chilena.

3.2 Modelación de las etapas de precipitación (CP), intercambio iónico (IX) y osmosis inversa (RO)

La modelación se realizó en etapas secuenciales en el orden que se muestra en la Figura 2.2. Debido a que BMED opera con dos compartimientos, y tiene una eficiencia de conversión de sulfato en ácido de 81%, se genera una acumulación y concentración de sulfato de 19% en estado estacionario en el sistema de tratamiento. En la Tabla 3.1, se muestra en la primera columna la caracterización del agua de proceso, levemente sobresaturada respecto del sulfato de calcio. Luego, en la segunda columna se muestra la caracterización del agua afluyente al proceso de precipitación química que resulta de la mezcla del agua afluyente al sistema y del flujo de recirculación de base. Para la evaluación del proceso de precipitación en Visual Minteq se consideró la adición de una dosis estequiométrica de 16 mmol/l de sodio y carbonato en representación de la ceniza de soda. La solución se llevó al equilibrio a pH 10,6 y 25°C, obteniéndose un valor de equilibrio de calcio en el efluente de 8 mg/l. Sin embargo, este valor fue ajustado a 16 mg/l que corresponde a un valor efluente estándar de este proceso según la literatura (Kawamura, 2000). En la columna de CP efluente/IX afluyente se ve la salida de Visual Minteq con el valor de calcio ajustado. Este excedente de calcio es luego removido en la etapa de intercambio iónico utilizando una resina de ácido débil Amberlite HPR8300, modelada en WAVE, resultando en un valor de 0,20 mg/l de calcio antes de ingresar a la etapa de osmosis inversa.

La columna de IX efluente/RO afluyente que corresponde al efluente del intercambio iónico es la caracterización del agua que fue ingresada a la modelación de osmosis inversa en IMSDesign. En la columna de RO permeado se muestra la calidad del permeado de osmosis inversa utilizando la membrana CPA6-LD. Las características principales de esta membrana son bajo ensuciamiento, rango

de pH de operación de 2-11 y funcionamiento hasta 4,14 MPa de presión. La salmuera de osmosis inversa alcanza una concentración de calcio de 10 mg/l. Este valor se encuentra por encima de la recomendación máxima para entrar a la BMED de 4 mg/l (Ghyselbrecht et al., 2013). Por lo tanto, el concentrado de osmosis inversa es tratado por intercambio iónico, modelado en WAVE, alcanzando una concentración final de 0,2 mg/l.

Tabla 3.1 Caracterización del agua por etapas y calidad del permeado obtenido

Parámetro	Agua de relave (mg/l)	CP afluente (mg/l)	CP efluente / IX afluente (mg/l)	IX efluente (mg/L) / RO afluente (mg/l)	RO permeado (mg/l)
Calcio	641,25	641,25	16,00	0,40	0,00
Sodio	66,67	147,81	883,00	883,00	15,90
Sulfato	1.536,96	1.853,00	1.853,00	1.853,00	21,15
Carbono Total	35,99	35,99	22,06	18,61	4,01
pH	7,8	7,8	10,60	8,80	5,84

Como se aprecia en la Tabla 3.1, en la columna de permeado de RO, la concentración de sulfato en el efluente cumple con las diferentes normativas aplicables para este contaminante a nivel mundial (Anzecc and Armcanz, 2000; British Columbia Approved Water Quality Guidelines, 2019; Ministerio del Medio Ambiente, 2014; Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2001; New Jersey Dept. of Environmental Protection, 2020) y se encuentra muy por debajo de los límites establecidos que van desde 128 mg/l a 2,000 mg/l. Por lo tanto, el agua efluente puede ser útil en diversas aplicaciones y el sistema está preparado para soportar amplias modificaciones en la normativa con respecto a la concentración de sulfato. Además, la calidad del agua efluente de este tratamiento es segura frente a cualquier otro contaminante, ya que se obtiene del tratamiento por osmosis inversa. Esta es una de las principales diferencias con el tratamiento de intercambio iónico Sulf-IXTM, ya que este tratamiento tiene como principal objetivo remover la concentración de sulfato por debajo de los 250 mg/l (López et al., 2009). Además, Sulf-IXTM no propone un sistema de tratamiento circular para agua de relave por dos aspectos principales. En primer lugar, el producto sólido que genera (yeso) no es un insumo de valor en la minería del cobre. Esto significa, que si se desea vender como material de construcción tiene un impacto ambiental negativo asociado a las emisiones de CO₂ que se producen en su transporte. El segundo aspecto es que Sulf-IXTM requiere consumo de químicos para la regeneración de las resinas, los cuales no son producidos en ninguna etapa del tratamiento. Uno de ellos es la cal, la cual es además utilizada en el proceso de concentración de minerales por flotación. Por ejemplo, en el caso de Los Bronces, el consumo de cal promedio de la concentradora es de 10.590 ton/mes (Anglo

American, 2019). Entonces, si se trata el agua de relave filtrado mediante SulfIX™, esta tecnología demandaría un 24% adicional de la cal utilizada por Los Bronces, mientras que el tratamiento de agua propuesto en esta investigación recuperaría el 22% del consumo de cal promedio de Los Bronces.

3.3 Resultados de BMED

El objetivo de esta etapa es determinar los parámetros de entrada al modelo de costos de BMED. Estos datos corresponden al consumo energético por tonelada de ácido producido y al flujo de moles de sulfato normalizado en el tiempo, por área de membrana.

En la Figura 3.1 se muestran las curvas de conductividad del ácido para los experimentos de 14 y 16 V. Es evidente el efecto que tiene el aumento de voltaje sobre el flujo de iones, ya que la curva de conductividad alcanza valores más altos en menos tiempo para el voltaje mayor. La concentración de ácido sulfúrico es calculada en base a una curva de conductividad calibrada en laboratorio.

El consumo energético normalizado por tonelada de ácido fue menor para el caso de 16 V (Tabla 3.2), debido a la mayor tasa de migración de iones alcanzada. Esto demuestra que el experimento de 16 V logra una mayor eficiencia de corriente que el experimento de 14 V. Por lo tanto, este caso es más favorable para realizar el escalamiento en el modelo de costos. Estas relaciones no son lineales y dependen de múltiples factores, el voltaje de operación debe ser tal que maximice la transferencia de masa sin afectar la eficiencia del proceso.

Tabla 3.2. Condiciones experimentales y resultados obtenidos

Voltaje (V)	Caudal (L/h)	Consumo energético (kWh/ ton acid)	Conductividad (mS/cm)	H ₂ SO ₄ final [M]
14	20	1.968	54,14	0,11
16	20	1.475	61,36	0,13

El flujo de iones de sulfato se calculó en base a la pendiente de la curva de conductividad para 16 V, obteniéndose un valor de flujo de $5,09 \cdot 10^{-4} \text{ mmol cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Sin embargo, este valor no se puede utilizar para el escalamiento de la BMED porque sólo es válido para las condiciones operacionales de

baja concentración de ácido evaluadas hasta 0,11-0,13 M, mientras que la concentración final de ácido podría alcanzar 0,81 M.

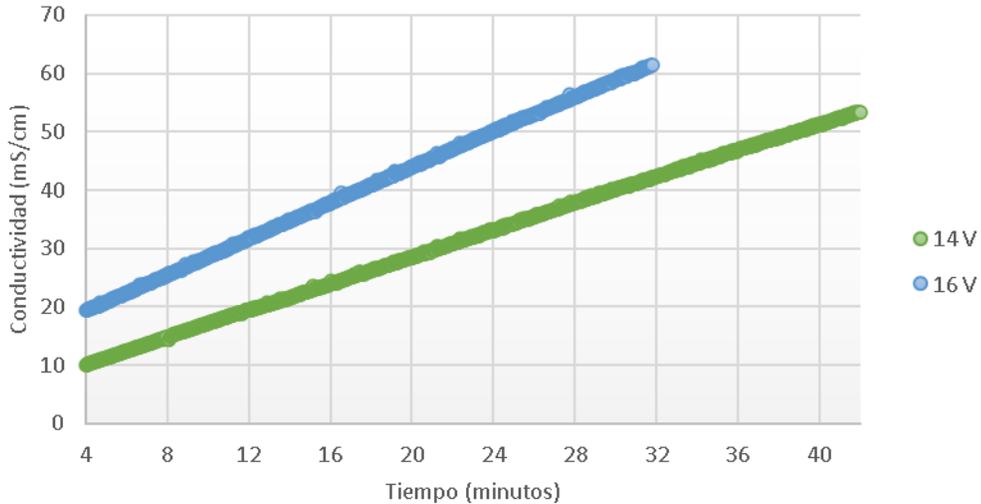


Figura 3.1 Evolución de la conductividad en el compartimiento ácido durante los experimentos de BMED.

Al comienzo de la operación, el flujo de iones de sulfato se ve favorecido por el gradiente que se genera, debido a la diferencia de concentración entre el compartimiento de la sal y el compartimiento de ácido. Este efecto disminuye a medida que avanza la operación, ya que el sulfato, en una etapa más avanzada, aumenta su concentración en el compartimiento de ácido.

Del mismo modo, como se aprecia en la Figura 3.1, al final de la operación existe una mayor concentración de hidróxidos en el compartimiento de sal. Por lo tanto, existe migración de estos iones desde el compartimiento salino hacia el compartimiento de ácido, lo que genera una disminución en la eficiencia de corriente. Estos efectos son descritos en otras investigaciones sobre BMED (Bazinet et al., 2020; Melkinov et al., 2020; Reig et al., 2016). Por otra parte, una mayor concentración de NaOH implica una mayor presión osmótica al final de la operación. Entonces, la disociación del agua en protones y en iones hidroxilo se hace más difícil debido a que se suministra menos agua al interior de la membrana bipolar (Reig et al., 2016).

Para trabajar con un flujo de iones que sea representativo del proceso en todo su espectro, se ajustó el valor obtenido en los experimentos en base a resultados de la literatura (Chen et al., 2020; Reig et al., 2016). El valor obtenido luego de ajustar la pendiente de la curva de conductividad en el tiempo es $3,69 \cdot 10^{-4} \text{ mmol cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

Si bien, el flujo utilizado en el modelo de costos es una buena aproximación inicial, es importante buscar el óptimo en la operación, variando los parámetros del sistema: voltaje y concentración inicial de ácido (Chen et al., 2020; Herrero et al., 2018; Reig et al., 2016). Esto puede llevar a un punto de operación donde aumente la tasa de migración de iones y disminuya el consumo energético con respecto a la producción de ácido. Se deben tener en consideración estos dos aspectos junto al límite de densidad de corriente soportado por las membranas (Bazinet et al., 2020).

3.4 Costos del sistema de tratamiento de agua de relave propuesto

La Tabla 3.3 presenta los parámetros de entrada de la evaluación económica, y la Figura 3.2 presenta el valor de cada una de las etapas de tratamiento por metro cúbico de agua. Los costos más elevados corresponden a los de RO y BMED. Esto se explica por el alto costo de las membranas bipolares para el caso de la BMED y por el consumo energético que requieren ambos tratamientos. La etapa de precipitación química incorpora los costos de cada una de las unidades que la componen: alimentación de químicos, mezcla rápida, floculación y sedimentación.

El costo total del tratamiento se encuentra en un rango de 1,24 – 1,33 USD/m³. El consumo energético calculado para las etapas más intensivas con respecto a este parámetro (BMED y RO) se encuentra en un rango de 4,29 – 4,36 kWh/m³. Estos valores muestran que el sistema propuesto tiene un costo menor que un tratamiento convencional de ZLD. Como fue mencionado anteriormente, los tratamientos convencionales de ZLD tienen un elevado costo de capital debido a los materiales utilizados (Mendéz et al., 2021; Panagopoulos, 2021) y un elevado requerimiento energético (Yaqub et al., 2019). El consumo energético de los sistemas de concentración de la salmuera mediante procesos térmicos es de 16 – 26 kWh/m³ (Panagopoulos, 2022). El tratamiento de cristalización de la salmuera mediante procesos térmicos utiliza aún más energía, alcanzando consumos de 52 – 70 kWh/m³ (Panagopoulos, 2022). Con estos antecedentes, es evidente la ventaja económica que tiene el

tratamiento de agua de relave propuesto frente a un proceso convencional de ZLD, el cual además genera un sólido que es necesario disponer en vertederos y no es valorizado.

Tabla 3.3 Principales parámetros de costos considerados en la evaluación económica

Parámetros de costos de entrada			
H ₂ SO ₄	105	USD/ton	(Cochilco, 2021)
CaO	140.5	USD/ton	(Cochilco, 2021)
Costo de la energía	0,07 – 0,03	USD/kWhr	(Haas et al., 2020)
Costo de la mano de obra	10	USD/hh	(Gumerman et al., 1979)
Índice de precios al consumidor (1979 - 2022)	4		(U.S. Bureau of Labor Statistics)
Membrana RO	50	USD/m ²	(Choi et al., 2016)
Membrana bipolar	\$1.350	USD/m ²	(Wei et al., 2013)
Membrana catiónica	\$135	USD/m ²	(Wei et al., 2013)
Membrana aniónica	\$135	USD/m ²	(Wei et al., 2013)
Costo de relave húmedo	5.1	USD/ton seca	(Gouveia, 2020)
Costo de relave filtrado	5.9	USD/ton seca	(Gouveia, 2020)
Vida de la planta	15	Años	
Tasa de interés	10%		
Factor de amortización	0,13		

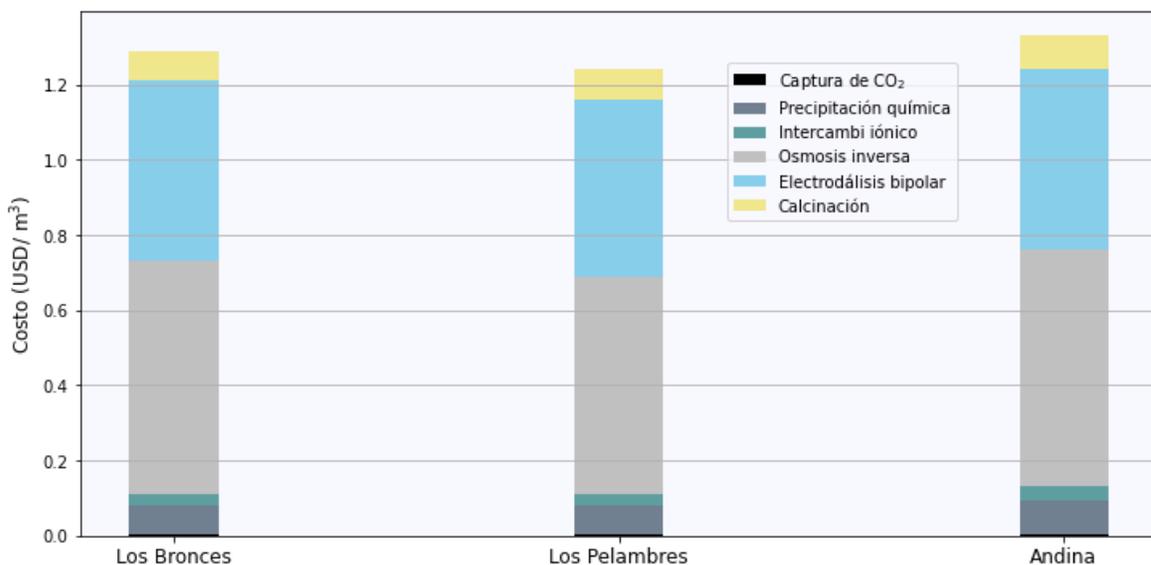


Figura 3.2 Costo total (CAPEX Y OPEX) de cada unidad de tratamiento del sistema propuesto para cada faena minera normalizado por metro cúbico de agua.

3.5 Comparación de costos de alternativas de manejo de relaves y agua aplicable a proyectos nuevos o ampliaciones

El sistema de tratamiento de agua de relave permite obtener un permeado de alta calidad que puede ser considerado como una fuente de agua fresca para el proceso de concentración de minerales por flotación. Sin embargo, para que esta fuente de agua tenga un mayor impacto en la matriz de consumo de agua en la etapa de concentración de minerales, se debe extraer la mayor cantidad de agua posible desde los relaves. Para esto, se consideró una etapa previa de filtración y disposición de relaves en seco que permite recuperar un 90% del agua contenida en el relave (Cacciuttolo et al., 2022) y depositar un material sólido con un bajo contenido de humedad. Las principales ventajas de depositar los relaves en seco son la recuperación de agua y reactivos de proceso en caso de ser tratada, así como la posibilidad de relleno de la mina con este material sólido (Kinnunen et al., 2021).

En las actuales operaciones mineras chilenas a gran escala se utiliza la tecnología de disposición de relaves espesados que logra un contenido de sólidos del 40-65%. Existen otras formas de disponer los relaves que permiten alcanzar un mayor contenido de sólidos en el material final, lo que aumenta la recuperación de agua. Es así como la deposición de relaves en pasta permite alcanzar una recuperación de agua del orden del 80% y el manejo de relaves en seco o filtrado permite obtener un 90% de recuperación de agua de los relaves (Cacciuttolo et al., 2022).

El contenido de sólidos con el que depositan los relaves espesados de las mineras evaluadas se encuentra entre un 57-60%. En base a esto, se consideró que el escenario actual utiliza un manejo de relaves espesado con un costo total de 5,1 USD/ton seca (Gouveia, 2020). Para el escenario de cambio donde se maneja el relave en seco, el costo total es de 5,9 USD/ton seca (Gouveia, 2020). Por lo tanto, la diferencia de costos entre el caso actual y un escenario con proyecto es de 0,8 USD/ton seca. Esta evaluación es válida para proyectos nuevos o ampliaciones de capacidad de proyectos existentes. La modificación del sistema de manejo de relaves para proyectos en operación es difícil de justificar económicamente, porque habría que sumarle al costo de tratamiento el costo total de manejo de relaves en seco. Finalmente, se realizó una comparación de costos entre el caso con la disposición de relaves actual y la desalinización e impulsión en contraste con la disposición de relaves en seco y el tratamiento de agua de relave.

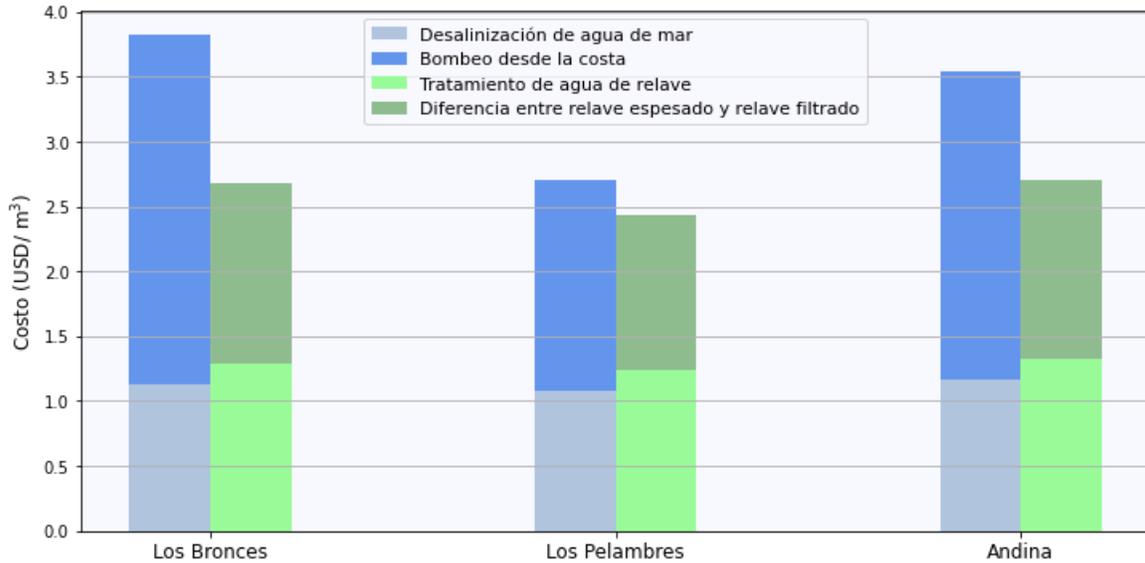


Figura 3.3 Comparación de alternativas de manejo de aguas y relaves.

Para estimar la diferencia de costo entre la disposición de relave espesado y filtrado en dólares por metro cúbico de agua, se utilizó la capacidad de la planta concentradora y el caudal de agua recuperado desde los relaves. De este modo, la diferencia de costo entre la disposición relave espesado y filtrado varía entre 1,19 - 1,39 USD/m³. Finalmente, en la figura 3.3 se observa que la desalinización y el bombeo de agua de mar hasta las operaciones mineras evaluadas es más costoso que el costo adicional de cambio en la disposición de los relaves más el tratamiento de agua de relave. Por lo tanto, además de los beneficios ambientales y de sustentabilidad que presenta el proyecto, en base a las estimaciones de costos resultó económicamente viable frente a un escenario donde se requiera agua de mar en las operaciones mineras.

3.6 Impacto del cambio de modalidad de manejo de relaves y agua en el precio de venta de cobre aplicable a proyectos en operación

Para estimar el impacto de la inversión del proyecto de cambio de manejo de relaves y agua se determinó su costo en términos de USD/libra de cobre para la situación más desfavorable de cambio de sistema de manejo de relaves en proyectos en operación. El costo de cambio de sistema de manejo de relaves se construye aplicando el CAPEX y OPEX de manejo de relaves en seco, y descontando el OPEX de manejo de relaves en húmedo. El precio del cobre promedio del año 2022 es de 4,03

USD/libra (Cochilco, 2022). En la tabla 3.4 se presentan los valores anualizados del costo del relave filtrado que fue estimado en base a la capacidad de la planta concentradora, los valores anualizados del costo de tratamiento de agua de relave, la producción de cobre fino de cada operación y el costo del sistema propuesto en dólares por libra de cobre.

Tabla 3.4 Costos anualizados y costo del proyecto normalizado por libra de cobre producida

División minera	Capex tratamiento de agua de relave (USD/año)	Opex tratamiento de agua de relave (USD/año)	Capacidad de la planta procesadora (ktpd) ¹	Relave filtrado (USD/año) ²	Cu fino (ton / año) ³	Tratamiento de agua de relave (USD/libra Cu)	Filtrado del relave (USD/libra Cu)
Los Bronces	\$16.930.630	\$23.725.983	160	\$297.840.000	370.500	\$0,050	\$0,37
Los Pelambres	\$21.863.351	\$32.885.344	191	\$355.546.500	372.100	\$0,067	\$0,43
Andina	\$10.733.558	\$13.856.528	92	\$171.258.000	184.500	\$0,061	\$0,42

¹ (Anglo American, 2019; Antofagasta Minerals, 2016; Codelco, 2013)

² (Gouveia, 2020) CAPEX y OPEX de relave en seco, descontando OPEX de manejo de relave en húmedo

³(Sernageomin, 2020)

Es posible observar que casi la totalidad de la inversión para un nuevo sistema de manejo de aguas y relaves corresponde a la etapa de filtrado del relave y disposición en seco. El sistema de tratamiento de agua de relave incrementaría el costo de producción del cobre en promedio 0,059 USD/libra lo que representa aproximadamente un 1,5% del precio de venta, mientras que el sistema de filtrado de relave incrementaría el costo de producción en promedio 0,41 USD/libra, lo que representa un 10% del precio de venta, considerando el precio promedio del año 2022. El aumento en el precio del cobre pareciera no ser excesivo considerando el gran impacto positivo que tendría disponer los relaves en seco en conjunto con un sistema de tratamiento de agua de relave. El sistema propuesto apunta a la circularidad en la minería con fuertes beneficios sociales y ambientales. Por ejemplo, se reducen los riesgos de contaminación de los ecosistemas por infiltración de agua de relave o drenaje ácido de minas, se reduce el riesgo de falla de la presa frente a fenómenos naturales como grandes sismos y lluvias extremas, aumenta la seguridad en el suministro de agua para comunidades aledañas, permite la recuperación de reactivos utilizados en el proceso de flotación y el material seco de relave puede ser utilizado para el relleno de la mina.

3.6 Conclusiones

Se demostró la factibilidad técnica y económica del tratamiento y valorización del agua de relave proveniente de la minería del cobre. La calidad del agua efluente cumple con las normativas más estrictas a nivel mundial. El tratamiento propuesto destaca frente a otras soluciones actuales. Por una parte, a diferencia de SulfIX™, el sistema de tratamiento desarrollado propone una solución completamente circular para el agua de relave en la minería del cobre. Por otra parte, en comparación con los tratamientos convencionales de ZLD, el consumo energético del sistema de tratamiento propuesto es mucho más bajo.

El sistema de tratamiento de agua de relave en conjunto con la diferencia de costo entre la disposición de relave espesado y relave seco demostró ser más económico que la desalinización e impulsión de agua de mar hasta las operaciones mineras.

Considerando los supuestos mencionados, el sistema de filtrado de relaves y disposición en seco incrementaría un 10% del precio de venta del cobre y el sistema de tratamiento de agua de relave, presentado en esta investigación, incrementaría un 1,5% el precio de venta del cobre.

CAPÍTULO 4: CONCLUSIONES

El sistema de tratamiento de agua de proceso de concentración de cobre demuestra ser factible técnicamente en base a la modelación de tres de las etapas (CP, IX y RO) y a los resultados experimentales de BMED. Además, los procesos que no son modelados están ampliamente estudiados en la literatura, por lo que no debieran presentar inconvenientes a la hora de evaluarlos experimentalmente o pilotarlos. El tratamiento demuestra ser factible económicamente comparando con un escenario en el que las mineras utilicen agua de mar. Aun así, si este no es el caso, aumentar la disponibilidad de agua de los recursos hídricos naturales es una medida sumamente responsable a nivel empresarial y genera impactos positivos en el ecosistema y comunidades aledañas.

El costo total del tratamiento propuesto para agua de relave varía entre 1,24 - 1,33 USD/m³, con un consumo energético de 4,22 - 4,42 kWh/m³. El consumo de energía para este tratamiento es considerablemente menor que el consumo energético de los tratamientos convencionales de ZLD. En un sistema convencional de ZLD, sólo la concentración de salmuera tiene un consumo energético de 16 - 26 kWh/m³ y la cristalización, de 52 - 70 kWh/m³.

El diferencial de costo entre la disposición de relave espesado y relave filtrado varía entre 1,19-1,39 USD/m³. El costo total de recuperación de agua de relave, considerando el tratamiento propuesto y el diferencial entre los métodos de disposición de relaves (en seco versus húmedo), varía entre 2,43 - 2,70 USD/m³. Por otra parte, el costo de desalinización de agua de mar y bombeo hasta la operación minera varía entre 2,70 - 3,82 USD/m³, lo que depende de la altitud de la operación minera.

El costo de la inversión normalizado por tonelada de cobre producida equivale a un 1,5% del precio de venta del cobre para el sistema de tratamiento de agua de relave y a un 10% del precio de venta del cobre para el sistema de filtrado de relave y disposición en seco, considerando el precio promedio del año 2022 de 4,03 USD/libra.

El sistema de tratamiento propuesto permite obtener un permeado de alta calidad, maximizar la recuperación de agua, recuperar productos utilizados en procesos mineros como la cal y el ácido sulfúrico y minimizar la huella de carbono. Esto lo diferencia de otros tratamientos actuales como Sulf-IX™.

REFERENCIAS

- Alvez, A., Aitken, D., Rivera, D., Vergara, M., McIntyre, N., and Concha, F. (2020). *At the crossroads: can desalination be a suitable public policy solution to address water scarcity in Chile's mining zones?* *Journal of Environmental Management*, 258(December 2019), 110039. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110039>
- Anglo American. (2019). *Estudio de Impacto Ambiental. Proyecto Los Bronces Integrado*. Jaime Illanes y Asociados. <https://seia.sea.gob.cl/>
- Antofagasta Minerals. (2016). *Estudio de Impacto Ambiental. Proyecto Infraestructura Complementaria Minera Los Pelambres*. Jaime Illanes y Asociados. <https://seia.sea.gob.cl/>
- Anzecc, and Armcanz. (2000). *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality The Guidelines Australian and New Zealand Environment and Conservation Council Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand*.
- Azizi, F., Kaady, L., and Al-Hindi, M. (2022). *Chemical absorption of CO₂ in alkaline solutions using an intensified reactor*. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 100(9), 2172–2190. <https://doi.org/10.1002/cjce.24420>
- Bazargan, A. (Ed.). (2018). *A multidisciplinary introduction to desalination*. Stylus Publishing, LLC.
- Bazinet, L., and Geo, T. R. (2020). *Electrodialytic Processes: Market Overview, Membrane Phenomena, Recent Developments and Sustainable Strategies*. *Membranes*, 10, 221. <https://doi.org/10.3390/membranes10090221>

- Bratty, M., Lawrence, R. W., & Kratochvil, D. (2008). Reducing water treatment costs while meeting the challenge of environmental compliance for the mining industry. In *Proc. WIM 2008—1st International Congress on Water Management in the Mining Industry* (pp. 9-11).
- British Columbia Approved Water Quality Guidelines: Aquatic Life, Wildlife & Agriculture. (2019).
- Broman, P. G. (1980). Water Reuse at Sulfide Ore Concentrators in Sweden: Practice, Experience and Current Developments. *Complex sulphide ores*, 28-39.
- Chen, X., Chen, G. Q., Wang, Q., Xu, T., and Kentish, S. E. (2020). Transforming salty whey into cleaning chemicals using electrodialysis with bipolar membranes. *Desalination*, 492(April), 114598. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114598>
- Chinyama, M. P. M., Lockwood, F. C., Yousif, S. Y. A., and Kandamby, N. (2008). Modelling of calcium carbonate decomposition in cement plant precalciners. *Journal of the Energy Institute*, 81(1), 19–24. <https://doi.org/10.1179/174602208X269355>
- Choi, Y., Shin, Y., Cho, H., Jang, Y., Hwang, T. M., and Lee, S. (2016). Economic evaluation of the reverse osmosis and pressure retarded osmosis hybrid desalination process. *Desalination and Water Treatment*, 57(55), 26680–26691. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1190114>
- Codelco. (2013). *Estudio de Impacto Ambiental. Expansión Andina 244*. Gestión Ambiental Consultores. <https://seia.sea.gob.cl/>
- Comisión Chilena del Cobre (COCHILCO). (2017). *Mercado Chileno del ácido sulfúrico al año 2026*.

- Comisión Chilena del Cobre (COCHILCO) (2021). *Proyección de consumo de agua en la minería del cobre periodo 2021-2032*.
- Dirección General de Aguas (DGA). *Decretos declaración zona de escasez vigente*. <https://dga.mop.gob.cl/administracionrecursoshidricos/decretosZonasEscasez>.
- Dirección General de Aguas (DGA). *Limitaciones y restricciones al uso del agua*. <https://dga.mop.gob.cl/limitacionrestriccionagua>.
- Dow Water Solutions. (2016). *Ion exchange resins Water Conditioning Manual*. In *Annuals of internal medicine* (Vol. 34, Issue 4). <https://doi.org/10.7326/0003-4819-34-4-1066>
- Edraki, M., Baumgartl, T., Manlapig, E., Bradshaw, D., Franks, D. M., and Moran, C. J. (2014). Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: A review of alternative approaches. *Journal of Cleaner Production*, 84(1), 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.079>
- Elimelech, M., and Phillip, W. A. (2011). The future of seawater desalination: Energy, technology, and the environment. *Science*, 333(6043), 712–717. <https://doi.org/10.1126/science.1200488>
- Elshkaki, A., Graedel, T. E., Ciacci, L., & Reck, B. K. (2016). Copper demand, supply, and associated energy use to 2050. *Global environmental change*, 39, 305-315.
- Ghyselbrecht, K., Huygebaert, M., Van der Bruggen, B., Ballet, R., Meesschaert, B., and Pinoy, L. (2013). Desalination of an industrial saline water with conventional and bipolar membrane electro dialysis. *Desalination*, 318, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.03.020>
- Gielen, D. (2021). *Critical Materials for the energy transition*, International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.

- Gómez, D. R., Watterson, J. D., Americano, B. B., Ha, C., Marland, G., Matsika, E., Namayanga, L. N., Osman-Elasha, B., Kalenga Saka, J. D., and Treanton, K. (2006). *Combustión estacionaria. In Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.*
- Gouveia, R. (2020). *¿Can be tailings be economically viable?* Metso: Outotec. <https://www.mogroup.com>
- Grano, S. (1995). Detection and control of calcium sulfate precipitation in the lead circuit of the Hilton concentrator of Mount Isa Mines, Australia.
- Gunson, A. J., Klein, B., Veiga, M., & Dunbar, S. (2010). Reducing mine water network energy requirements. *Journal of Cleaner Production*, 18(13), 1328-1338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.04.002>
- Gumerman, R., Culp, R., and Hansen, S. (1979). *Estimating Water Treatment Costs. Volume 2. Cost Curves Applicable to 1. WATER or "Water Treatment Estimation Routine, 2, 542.*
- Gurreri, L., Tamburini, A., Cipollina, A., and Micale, G. (2020). Electrodialysis applications in wastewater treatment for environmental protection and resources recovery: A systematic review on progress and perspectives. *Membranes*, 10(7), 1–93. <https://doi.org/10.3390/membranes10070146>
- Haas, J., Moreno, S., Junne, T., Chen, P. J., Pamparana, G., Nowak, W., Kracht, W., and Ortiz, J. M. (2020). Copper mining: 100% solar electricity by 2030? *Applied Energy*, 262(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114506>
- Hchaichi, H., Elfil, H., Guichardon, P., & Hannachi, A. (2013). Scaling tendency assessment in reverse osmosis modules. *Desalination and Water Treatment*, 51(4-6), 892-898.

- Herrero, M., Diaz-guridi, P., Dominguez, A., Ibañez, R., and Irabien, A. (2018). Photovoltaic solar electro dialysis with bipolar membranes. *Desalination*, 433(December 2017), 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.01.015>
- IEA (2021). *The Role of Critical Minerals in Clean Energy Transitions*. Paris: IEA.
Available at: <https://www.iea.org/reports/the-role-of-critical-minerals-in-clean-energy-transitions>.
- Iragorre, M. T. Z. (2021). Normativa, gestión de riegos y experiencia sobre depósitos de relaves en Chile. *Boletín Geológico y Minero*, 573.
- Kawamura, S. (2000). *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. (2nd ed.) John Wiley & Sons.
- Kinnunen, P., Kyllönen, H., Kaartinen, T., Mäkinen, J., Heikkinen, J., & Miettinen, V. (2018). Sulphate removal from mine water with chemical, biological and membrane technologies. *Water Science and Technology*, 2017(1), 194-205. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.102>
- Kress, N. (2019). Marine impacts of seawater desalination: Science, management, and policy. In *Marine Impacts of Seawater Desalination: Science, Management, and Policy*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2016-0-01997-6>
- Kucera, J. (2015). *Reverse Osmosis Design, Processes, and Applications for Engineers*. (2nd ed.) Scrivener Publishing.
- Lagos, G., Peters, D., Videla, A., & Jara, J. J. (2018). The effect of mine aging on the evolution of environmental footprint indicators in the Chilean copper mining industry 2001–2015. *Journal of cleaner production*, 174, 389-400. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.290>

- Lebron, Y. A. R., Moreira, V. R., and Amaral, M. C. S. (2021). Metallic ions recovery from membrane separation processes concentrate: A special look onto ion exchange resins. *Chemical Engineering Journal*, 425, 131812. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131812>
- Lopez, O., Sanguinetti, D., Bratty, M., & Kratochvil, D. (2009, September). Green technologies for sulphate and metal removal in mining and metallurgical effluents. In *Enviromine Conference. Santiago, Chile*.
- Mady, B., Lehmann, P., and Or, D. (2021). Evaporation Suppression From Small Reservoirs Using Floating Covers—Field Study and Modeling. *Water Resources Research*, 57(4), 1–16. <https://doi.org/10.1029/2020WR028753>
- Melnikov, S. S., Mugtamov, O. A., and Zabolotsky, V. I. (2020). Separation and Purification Technology Study of electro dialysis concentration process of inorganic acids and salts for the two-stage conversion of salts into acids utilizing bipolar electro dialysis. *Separation and Purification Technology*, 235(August 2019), 116198. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116198>
- Méndez, C., & Bicer, Y. (2021). Integrated system based on solar chimney and wind energy for hybrid desalination via reverse osmosis and multi-stage flash with brine recovery. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 44, 101080.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2014). *Decreto 53*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1063954&idParte=>
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia. (2001). *Decreto 90*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=182637>

- Molinos, M., and González, D. (2019). Evaluation of the economics of desalination by integrating greenhouse gas emission costs: An empirical application for Chile. *Renewable Energy*, 133, 1327–1337. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.09.019>
- Monsalve, R., and Cantallopis, J. (2019). *Análisis del mercado de insumos críticos en la minería del cobre*. In Cochilco (Issue 2019).
- New Jersey Dept. of Environmental Protection. (2020). *Ground Water Quality Standards-Class IIA by Constituent*.
- Northey, S., Mohr, S., Mudd, G. M., Weng, Z., and Giurco, D. (2014). Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. *Resources, Conservation and Recycling*, 83, 190–201. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.005>
- Panagopoulos, A. (2021). Techno-economic assessment of minimal liquid discharge (MLD) treatment systems for saline wastewater (brine) management and treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 146, 656–669. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.12.007>
- Panagopoulos, A. (2022). Techno-economic assessment of zero liquid discharge (ZLD) systems for sustainable treatment, minimization and valorization of seawater brine. *Journal of Environmental Management*, 306(September 2021), 114488. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114488>
- Panagopoulos, A., & Giannika, V. (2022). Comparative techno-economic and environmental analysis of minimal liquid discharge (MLD) and zero liquid discharge (ZLD) desalination systems for seawater brine treatment and valorization. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 53(PA), 102477. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102477>

- Panagopoulos, A., Loizidou, M., & Haralambous, K. J. (2020). Stainless Steel in Thermal Desalination and Brine Treatment: Current Status and Prospects. *Metals and Materials International*, 26(10), 1463–1482. <https://doi.org/10.1007/s12540-019-00398-w>
- Pärnamäe, R., Mareev, S., Nikonenko, V., Melnikov, S., Sheldeshov, N., Zabolotskii, V., Hamelers, H. V. M., and Tedesco, M. (2021). Bipolar membranes: A review on principles, latest developments, and applications. *Journal of Membrane Science*, 617. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2020.118538>
- Pokrovsky, O. S. (1998). Precipitation of calcium and magnesium carbonates from homogeneous supersaturated solutions. *Journal of Crystal Growth*, 186(1–2), 233–239. [https://doi.org/10.1016/S0022-0248\(97\)00462-4](https://doi.org/10.1016/S0022-0248(97)00462-4)
- Pourcelly, G. (2002). Electrodialysis with bipolar membranes: Principles, optimization, and applications. *Russian Journal of Electrochemistry*, 38(8), 919–926. <https://doi.org/10.1023/A:1016882216287>
- Qasim, M., Badrelzaman, M., Darwish, N. N., Darwish, N. A., and Hilal, N. (2019). Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. *Desalination*, 459(February), 59–104. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.02.008>
- Raghavan, S., and Hsu, L. L. (1984). Factors affecting the flotation recovery of molybdenite from porphyry copper ores. *International Journal of Mineral Processing*, 12(1–3), 145–162. [https://doi.org/10.1016/0301-7516\(84\)90026-7](https://doi.org/10.1016/0301-7516(84)90026-7)
- Reig, M., Casas, S., Gibert, O., Valderrama, C., and Cortina, J. L. (2016). Integration of nanofiltration and bipolar electrodialysis for valorization of seawater desalination brines: Production of drinking and wastewater treatment chemicals. *Desalination*, 382, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.12.013>

- Sadhvani, J. J., Veza, J. M., and Santana, C. (2005). Case studies on environmental impact of seawater desalination. *Desalination*, 185(1–3), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.02.072>
- Schlesinger, M. E., King, M. J., Sole, K. C., & Davenport, W. (2011). Matte smelting fundamentals. *Extractive metallurgy of copper (fifth edition)*. Oxford: Elsevier, 73–88.
- Schwarzkopf, F. (1971). Una comparación de los modernos sistemas de calcinación de cal. *Materiales de Construcción*, 21(141).
- Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN). (2021). *Anuario de la minería de Chile 2020*. www.sernageomin.cl.
- Shen, J., Huang, J., Liu, L., Ye, W., Lin, J., and Van der Bruggen, B. (2013). The use of BMED for glyphosate recovery from glyphosate neutralization liquor in view of zero discharge. *Journal of Hazardous Materials*, 260, 660–667. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2013.06.028>
- Sinche-Gonzalez, M., & Fornasiero, D. (2021). Understanding the effect of sulphate in mining-process water on sulphide flotation. *Minerals Engineering*, 165, 106865. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2021.106865>
- Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (Snifa). <https://snifa.sma.gob.cl/>
- Suárez, A., Fernández, P., Ramón Iglesias, J., Iglesias, E., and Riera, F. A. (2015). Cost assessment of membrane processes: A practical example in the dairy wastewater reclamation by reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 493, 389–402. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.04.065>

- Suárez, J. I., Aybar, M., Nancucheo, I., Poch, B., Martínez, P., Rittmann, B. E., and Schwarz, A. (2020). Influence of operating conditions on sulfate reduction from real mining process water by membrane biofilm reactors. *Chemosphere*, 244, 125508. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125508>
- Sui, C., Rashchi, F., Xu, Z., Kim, J., Nasset, J. E., and Finch, J. A. (1998). Interactions in the sphalerite-Ca-SO₄-CO₃ systems. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 137(1–3), 69–77. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(97\)00336-1](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(97)00336-1)
- Tang, C., Godskesen, B., Aktor, H., van Rijn, M., Kristensen, J. B., Rosshaug, P. S., Albrechtsen, H. J., and Rygaard, M. (2021). Procedure for calculating the calcium carbonate precipitation potential (CCPP) in drinking water supply: Importance of temperature, ionic species and open/closed system. *Water (Switzerland)*, 13(1). <https://doi.org/10.3390/w13010042>
- Thompson, R., Paleologou, M., & Berry, R. M. (1995). Caustic soda and sulfuric acid production from sodium sulfate by-product of chlorine dioxide generation - economics. *Tappi Journal*, 78(6), 127–134.
- U.S. Bureau of Labor Statistics. Retrieved September 12, 2022, from <https://www.bls.gov/>
- United States Environmental Protection Agency. (2009). *National Secondary Drinking Water Regulation*. [https://www.esdat.net/Environmental Standards/US/Federal/US Federal MLCs.pdf](https://www.esdat.net/Environmental%20Standards/US/Federal/US%20Federal%20MLCs.pdf)
- Valverde, J. M. (2018). The ca-looping process for co₂ capture and energy storage: Role of nanoparticle technology. *Journal of Nanoparticle Research*, 20(2), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11051-017-4092-3>
- Voutchkov, N. (2013). *Desalination Engineering Planning and Design*. In Mc Graw Hill.

- Wachinski, A. M. (2016). Fundamental Principles and Concepts of Ion Exchange. *In Environmental Ion Exchange*, 43-92.
- Wei, Y., Wang, Y., Zhang, X., and Xu, T. (2013). Comparative study on regenerating sodium hydroxide from the spent caustic by bipolar membrane electro dialysis (BMED) and electro-electrodialysis (EED). *Separation and Purification Technology*, 118, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.06.025>
- Yaqub, M., and Lee, W. (2019). Science of the Total Environment Zero-liquid discharge (ZLD) technology for resource recovery from wastewater: A review. *Science of the Total Environment*, 681, 551–563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.062>
- Yu, C. (2021). Development and application of new electro dialysis technologies.
- Zanin, M., Lambert, H., and du Plessis, C. A. (2019). Lime use and functionality in sulphide mineral flotation: A review. *Minerals Engineering*, 143(July), 105922. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.105922>
- Zhang, X., Ye, C., Pi, K., Huang, J., Xia, M., and Gerson, A. R. (2019). Sustainable treatment of desulfurization wastewater by ion exchange and bipolar membrane electro dialysis hybrid technology. *Separation and Purification Technology*, 211(September 2018), 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.10.003>

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN – FACULTAD DE INGENIERÍA
RESUMEN DE MEMORIA DE TÍTULO

Departamento	: Departamento de Ingeniería Civil
Carrera	: Ingeniería Civil
Nombre del memorista	: Luis Alberto Salas Contreras
Título de la memoria	: Tratamiento cero descarga líquida para agua de relaves con valorización de sólidos y salmuera
Fecha de la presentación oral	:
Profesor(es) Guía	: Alex Schwarz Kusch
Profesor(es) Revisor(es)	: Alejandra Stehr Gesche, Álvaro González Vogel
Concepto	:
Calificación	:

Resumen

El cambio climático y la crisis hídrica son una preocupación a nivel global. Las industrias deben asumir estos desafíos como parte de su desarrollo tecnológico para proponer soluciones que se ajusten a las preocupaciones ambientales de nuestra sociedad. La minería del cobre es una industria con gran impacto a nivel mundial y se proyecta que la demanda de este mineral aumente en los próximos 20 años. Además, existe una tendencia hacia la baja en la ley de cobre de los yacimientos lo que se traducirá en un mayor consumo de agua y una mayor generación de relaves.

Para enfrentar este problema, se propone un tratamiento integrado del agua de relave resultante del proceso de concentración de cobre con tecnologías ampliamente estudiadas incluyendo precipitación química (CP), intercambio iónico (IX), osmosis inversa (RO), calcinación de carbonato de calcio y captura de dióxido de carbono, en conjunto con una tecnología innovadora con múltiples recientes aplicaciones como es electrodiálisis de membranas bipolares (BMED).

En base a resultados de modelación de los subprocesos de CP, IX y RO, y experimentales de BMED, el tratamiento demuestra ser factible técnica y económicamente. Se obtiene un permeado de alta calidad, lo que hace posible considerar diferentes usos para esta fuente de agua. El implementar una solución como esta permitiría evitar alternativas más costosas como desalinizar e impulsar el agua hasta las operaciones mineras, incluso si se considera el aumento de costo de disponer los relaves en seco.

ANEXO 1.1 Contribución a los Objetivos de Desarrollo Sostenible

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) constituyen un llamamiento universal a la acción para poner fin a la pobreza, proteger el planeta y mejorar las vidas y las perspectivas de las personas en todo el mundo. Seleccione a cuál o cuáles de los 17 ODS contribuye su trabajo de Memoria de Título:

- ODS-1 : Fin de la pobreza.
- ODS-2 : Hambre cero.
- ODS-3 : Salud y bienestar.
- ODS-4 : Educación de calidad.
- ODS-5 : Igualdad de género.
- ODS-6 : Agua limpia y saneamiento.
- ODS-7 : Energía asequible y no contaminante.
- ODS-8 : Trabajo decente y crecimiento económico.
- ODS-9 : Industria, innovación e infraestructura.
- ODS-10 : Reducción de las desigualdades.
- ODS-11 : Ciudades y comunidades sostenibles.
- ODS-12 : Producción y consumo responsables.
- ODS-13 : Acción por el clima.
- ODS-14 : Vida Submarina.
- ODS-15 : Vida de ecosistemas terrestres.
- ODS-16 : Paz, justicia e instituciones sólidas.
- ODS-17 : Alianzas para lograr los objetivos.

Vinculación

El presente trabajo propone un sistema de tratamiento de agua de relave que permitiría recircular casi la totalidad del agua en las operaciones mineras y de este modo aumentar la disponibilidad de agua de los recursos naturales (ODS 6, ODS 9, ODS 13). El sistema de tratamiento de agua de relave permite obtener un permeado de alta calidad, recuperar insumos utilizados en la minería del cobre y disminuir la huella de carbono de la industria minera (ODS 9 y ODS 13). Además, implementando una solución como esta se podría evitar el uso de agua de mar en la minería, el cual esta intrínsecamente relacionado con un alto consumo energético y un impacto negativo en los ecosistemas marinos (ODS 13 y ODS 14).