



Universidad de Concepción  
Dirección de Postgrado  
Facultad de Ingeniería Agrícola  
Programa de Magíster en Ingeniería Agrícola.

**Evaluación de calidad de agua para riego en zona Centro-Norte de Chile y desarrollo de un proceso preliminar costo efectivo, para disminuir algunos excesos que incumplen la NCh 1333.**

Tesis para optar al grado de Magíster en Ingeniería Agrícola con mención en Recursos Hídricos.

KARIEN ISABEL GARCÍA BECERRA  
CHILLÁN-CHILE  
2020

Profesor Guía: José Luis Arumí Ribera  
Dpto. de Recursos Hídricos, Facultad de Ingeniería Agrícola  
Universidad de Concepción

Esta tesis ha sido realizada en el Departamento de Recursos Hídricos de la Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción.

Profesor Guía

---

Dr. José Arumí Ribera  
Facultad de Ingeniería Agrícola  
Universidad de Concepción

Profesor Co-Guía

---

Dr. Pedro Toledo Ramírez  
Facultad de Ingeniería  
Universidad de Concepción

Evaluadora Interna

---

Dra. Nicole Uslar  
Facultad de Ingeniería Agrícola  
Universidad de Concepción

Director del Programa

---

Dr. Javier Ferrer Valenzuela  
Facultad de Ingeniería Agrícola  
Universidad de Concepción



## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a Gonzalo mi pareja y a mi hijo Fernando, porque son el motor de mi vida e impulsan mis deseos de superación como mujer, profesional y madre. Siempre estaban ahí esperándome con una sonrisa y un abrazo cuando llegaba tarde de Chillán y han hecho un esfuerzo increíble para que pueda culminar mi ciclo de Magíster en estos tiempos tan difíciles de pandemia, y pueda desarrollar lo que tanto me gusta que es la investigación en calidad de aguas.

También agradecer a mis súper profesores Pedro Toledo y José Arumí, son grandes profesionales y seres humanos, agradezco a la vida poder trabajar con ustedes. Sus consejos, exigencia y preocupación sacaron lo máximo de mí.

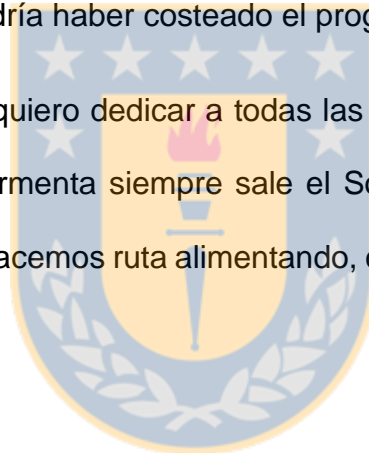
Agradecida de todos los docentes que conocí en esta maravillosa facultad agrícola, en especial del profesor Jerónimo Paredes que siempre nos esperaba con desayuno en su asignatura, al profesor Johannes de Bruijn que me hizo sufrir con reactores, pero fue bastante grato todos los desafíos impuestos, agradecer al laboratorio de Robótica en especial al profesor Cristian, con su buen humor y esos café después de almuerzo hicieron mi estadía en Chillán muy feliz, a parte de la buena música de los chicos. A mis compañeros de Magíster Sergio, Elías y en especial a Daniela, quien más que compañera pasó a ser una muy buena amiga. A la secretaria Sra Loreto, que siempre me daba café, galletas y me regalaba dulces para mi viaje de retorno a Concepción, a Clarita por todas sus gestiones y responder

mis infinitas dudas. A cada persona de esta extraordinaria facultad, muchas gracias por acogerme.

Mención especial a mi madre María Isabel, mis hermanos y sobrinos que están a la distancia, cuando toda esta pandemia pase celebraremos con un asado, como nos gusta a los Linarenses.

Finalmente quiero agradecer al centro CRHIAM ANID/Fondap/15130015, a ANID y a la Dirección de postgrado, por otorgarme la beca de arancel y manutención de Magíster, sin ellos no podría haber costado el programa.

Esta investigación se la quiero dedicar a todas las personas del mundo que están sufriendo, luego de la tormenta siempre sale el Sol. Y a todos los rescatistas de animales, que día a día hacemos ruta alimentando, curando y esterilizando, a tantos animalitos abandonados.



## TABLA DE CONTENIDO

<b>RESUMEN .....</b>	<b>x</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>xiii</b>
<b>1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
<b>2 FUNDAMENTACIÓN METODOLÓGICA.....</b>	<b>7</b>
<b>3 OBJETIVO GENERAL.....</b>	<b>9</b>
3.1 Objetivos específicos .....	9
<b>4 MARCO TEÓRICO-EXPERIMENTAL .....</b>	<b>10</b>
4.1 Área de Estudio y Criterios de Calidad de Agua de Riego.....	10
4.1.1 Cuenca del Río Choapa .....	10
4.1.2 Cuenca del Río Maipo .....	12
4.1.3 Cuenca del Río Rapel .....	13
4.2 Criterios de calidad de agua para riego en Chile. ....	15
4.3 Estaciones de monitoreo de la Dirección General de Agua (DGA) .....	17
4.4 Técnicas para remover algas, sales, y metales del agua de riego.....	18
4.4.1 Control de algas mediante arcillas.....	18
4.4.2 Control de eutrofización con arcillas modificadas.....	21
4.4.3 Control de la salinidad con humedales artificiales .....	23
4.4.4 Osmosis Inversa.....	24
4.4.5 Electrodialisis.....	26
4.4.6 Intercambio Iónico .....	26
4.4.7 Carbón activado .....	27
4.5 Técnicas de simulación computacional de adsorción .....	27
4.5.1 Dinámica molecular .....	28
4.5.2 Química cuántica.....	29
4.5.3 Monte Carlo.....	30
<b>5 METODOLOGÍA .....</b>	<b>31</b>
5.1 Levantamiento de información e identificación de principales contaminantes en las cuencas representativas de la zona Centro-Norte de Chile. ....	31
5.2 Desarrollar las bases preliminares con la ayuda de modelación computacional, de un proceso de bajo costo en base a arcillas para reducir la carga iónica en agua de riego.....	32

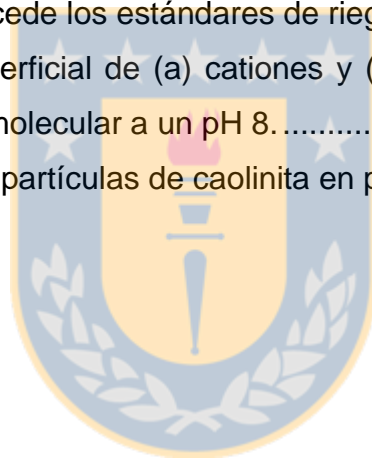
5.3	Diseño de un equipo a escala real para la aplicación de los depresantes en un sistema de riego tipo.....	34
<b>6</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>39</b>
6.1	Identificación de contaminantes.....	39
6.2	Calidad de agua de riego.....	51
6.3	Adsorción de Metales e Iones.....	65
6.4	Diseño de sedimentador.....	67
<b>7</b>	<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>71</b>
<b>8</b>	<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>74</b>
<b>9</b>	<b>ANEXOS.....</b>	<b>81</b>



## INDICE DE FIGURAS

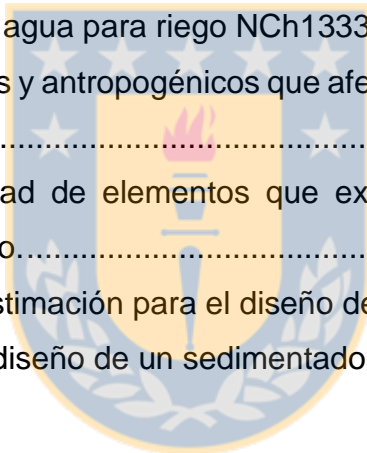
Figura 1 Ubicación geográfica de las cuencas de Choapa, Maipo y Rapel, del norte central de Chile. ....	6
Figura 2 Cuenca del Río Choapa, Región de Coquimbo. Coordenadas de las estaciones de monitoreo en material suplementario. ....	12
Figura 3 Cuenca del Río Maipo, Región Metropolitana. Coordenadas de las estaciones de monitoreo en material suplementario. ....	13
Figura 4 Cuenca del Río Rapel, Región del Libertador Bernardo O’Higgins. Coordenadas de las estaciones de monitoreo en material suplementario. ....	14
Figura 5 Esquema de funcionamiento de la tecnología Phoslock <sup>R</sup> de bentonita modificada con lantano para el control de $PO_4^{2-}$ . ....	22
Figura 6 Un sistema subterráneo típico de humedales construidos.....	24
Figura 7 Esquema Osmosis Inversa .....	25
Figura 8 Esquema Intercambio Iónico.....	26
Figura 9 Esquema de una molécula y principales potenciales de interacción Fuente: (Quezada et al 2019) .....	28
Figura 10 Configuración inicial con el código Matlab de una superficie de caolinita en presencia de $HgCl_2$ .....	34
Figura 11 Esquema de tratamiento de agua .....	36
Figura 12 Desarenador y decantador ubicado en la Universidad de Concepción, campus Chillán.....	38
Figura 13 Compuestos que exceden la concentración máxima permitida por NCh1333 para la cuenca del Choapa. (a) Hierro (b) Manganeso (c) Sodio y (d) sulfato. ....	41
Figura 14 Compuestos que exceden la concentración máxima permitida por NCh1333 para la cuenca del Maipo. (a) Aluminio (b) cobre (c) Hierro (d) Manganeso (e) Sodio (f) cloro y (g) sulfato.....	43

Figura 15 Compuestos que exceden la concentración máxima permitida por NCh1333 para la cuenca del Rapel. (a) Aluminio (b) cobre (c) Hierro (d) Manganeso (e) Sodio. ....	45
Figura 16 Porcentaje de estaciones de monitoreo medidas para cada cuenca en donde los elementos y compuestos químicos exceden los estándares de calidad de agua para riego NCh1333.....	46
Figura 17 (a) pH y (b) conductividad de la cuenca del Choapa .....	48
Figura 18 (a) pH y (b) conductividad de la cuenca del Maipo .....	49
Figura 19 (a) pH y (b) conductividad de la cuenca del Rapel.....	49
Figura 20 Porcentaje de estaciones de monitoreo por cuenca en donde la conductividad y el pH excede los estándares de riego NCh1333. ....	50
Figura 21 Adsorción superficial de (a) cationes y (b) aniones sobre superficie de caolinita por simulación molecular a un pH 8. ....	67
Figura 22 Agregación de partículas de caolinita en presencia de nanopartículas. ....	69



## INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1 Tecnologías para el control de contaminantes</b> .....	4
Tabla 2 Regulación chilena para agua de riego NCh 1333. Parámetros de calidad del agua y límites máximos. ....	16
Tabla 3 Control de HAB con arcillas minerales. ....	19
Tabla 4 Propiedades físicas de la bentonita modificada con Lantano. ....	22
Tabla 5 Parámetros recomendados para el diseño de sedimentadores rectangulares. ....	37
Tabla 6 Porcentaje de las estaciones de monitoreo totales que exceden los estándares de calidad de agua para riego NCh1333 .....	47
Tabla 7 Factores naturales y antropogénicos que afectan negativamente a la calidad de agua de riego. ....	53
Tabla 8 Origen y toxicidad de elementos que excede la norma NCh1333 para calidad de agua para riego. ....	57
Tabla 9 Parámetros de estimación para el diseño de sedimentadores. ....	69
Tabla 10 Resultados del diseño de un sedimentador .....	70



## RESUMEN

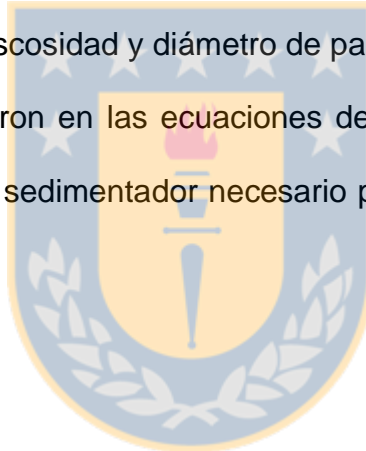
Un problema común que afecta la producción agrícola desde la región de O'Higgins hacia el norte, es el progresivo deterioro de la calidad de las aguas usadas para riego debido al aumento de la salinidad y contenido de metales pesados. La salinidad reduce la actividad fotosintética de los cultivos agrícolas y con ello ocasiona la inhibición del crecimiento de las plantas, malformación de las hojas, clorosis, necrosis, incremento de moho, marchites e inhibición de la germinación y crecimiento de los tubos de polen, con pérdidas significativas para la agricultura. Los cultivos agrícolas también se ven afectados por la presencia de metales pesados en el agua de riego cuya toxicidad es un problema de creciente importancia por razones ecológicas, evolutivas, nutricionales y ambientales. Frente a esta situación, investigadores del Centro Fondap de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CRHIAM) se unieron para enfrentar el problema de salinidad y metales en aguas de riego. El equipo multidisciplinario que contribuyó con sus conocimientos para la elaboración de esta investigación está compuesto por especialistas que han impulsado el uso de agua de mar en minería con un vasto conocimiento en simulación molecular de fases e interfases en soluciones salinas, efectos de sales y arcillas en clarificación de agua, fisicoquímica y reología de sedimentos floculados. Por otra parte, investigadores del área de Hidráulica, aportaron con conocimientos sobre hidrología, sistemas de riego eficientes y el efecto que tiene la calidad del agua en la agricultura.

La primera actividad de esta investigación consistió en un diagnóstico de la calidad del agua de tres cuencas con relevancia agrícola para el país. La cuenca del río Choapa, del río Maipo y del río Rapel, usando parámetros medidos en terreno por la DGA y analizados en sus respectivos laboratorios, estos se encuentran disponibles en la plataforma digital de este servicio. Se analizaron datos fisicoquímicos del recurso hídrico contemplando un periodo de 11 años (2008-2018), estos se evaluaron con respecto a los 27 parámetros de calidad de agua para riego estipulados en la normativa chilena NCh1333.

Elementos como boro, cadmio, mercurio y molibdeno exceden la concentración máxima en todas las estaciones de la cuenca del río Choapa, y en la mayoría de las estaciones de la cuenca del río Maipo y del río Rapel. Estos cuatro elementos son los principales problemas para las aguas utilizadas en el riego en las cuencas en estudio. Las aguas de la cuenca del río Maipo contienen excesos de sulfato en más del 50% de las estaciones de monitoreo, manganeso el 30% y en menor presencia sodio, hierro, y aluminio alrededor del 20%.

La segunda etapa llevada a cabo en esta investigación apunta al estudio bibliográfico de técnicas de tratamientos de aguas de bajo costo y de fácil uso que permitan solucionar los problemas productivos de los agricultores relacionados con la presencia de sales y metales presentes en el agua de riego. Especialmente nos enfocamos en técnicas de abatimiento de sales y metales mediante la floculación de arcillas.

Estamos al tanto de procedimientos efectivos como Osmosis Inversa (Fritzmán et al., 2007) y Electrodiálisis (Rubio et al., 2015) pero no se consideraron porque la idea es desarrollar un proceso económico que pueda ser adoptado por los agricultores, cuya mayoría no dispone de recursos para técnicas sofisticadas y caras. Por ende, se estudió primero metodologías de simulación computacional con respecto al potencial de la caolinita para adsorber metales pesados, se observó que existe un potencial de absorción de iones sobre la superficie. También se pudo diseñar un sedimentador considerando el efecto de la caolinita sobre las propiedades del fluido, viscosidad y diámetro de partículas. Los datos obtenidos en simulación se reemplazaron en las ecuaciones de diseño y así se pudo calcular finalmente el tamaño del sedimentador necesario para eliminar contaminantes del agua de riego.



## ABSTRACT

The water chemistry data from three characteristic basins of north-central Chile, Choapa, Maipo and Rapel, corresponding to the period 2008-2018, were analyzed and evaluated in light of the quality parameters of irrigation water stipulated in the Chilean NCh1333 standard. The data comes from the database of the General Water Directorate (DGA). Boron, cadmium, mercury, and molybdenum far exceed the limit value in most monitoring stations. The results also show that the specific conductivity, sulfate, manganese, and sodium absorption ratio exceed the limit value. The pH meets the standard in all basins. Excess aluminum, boron, cadmium, chlorides, copper, iron, manganese, mercury, molybdenum, sodium, and sulfates cause toxicity in water, with severe consequences for crops. Among other effects, and according to the existing literature, the growth, formation and coloration of the leaves are directly affected, chlorosis and necrosis occur, mold and wilt increase, and germination and pollen growth are inhibited, with foreseeable losses for the agricultural sector. An inventory of anthropogenic and natural factors that affect the quality of water resources in the analyzed basins reveals that not only industrial, mining and farming activities have influence, but also the lithology of the soil, volcanic activity, and the appearance of groundwater and springs. Our findings should alert farmers and decision-makers in general about the quality of the water in these important basins and about the need for better water planning and use. We hope the evidence is compelling to stimulate the development of cost-effective methods of pretreating the water in these basins before using it for irrigation.

### Keywords

Chilean basins, water chemistry data, water quality, water monitoring, irrigation, toxicity.

## 1 INTRODUCCIÓN

Chile es un país privilegiado en cuanto a la disponibilidad de recursos hídricos de superficie porque cuenta con una de las mayores reservas de agua en los Campos de Hielo Sur en la zona austral. Su larga geografía incluye 1.251 ríos, que fluyen desde 101 cuencas principales. Además, existen más de 15.000 lagos y lagunas de todas formas y tamaños que constituyen un invaluable activo medioambiental y turístico. En general, estos recursos hídricos contienen agua de buena calidad y son importantes reguladores de flujo en las cuencas ((MOP), 2011). Los recursos hídricos en Chile se usan en agua potable, procesos industriales, generación de energía eléctrica, minería, agricultura y ganadería, entre otros. Considerando el uso total de agua, el consumo nacional alcanza 4710 m<sup>3</sup>/s (Banco Mundial, 2011). El mayor usuario de agua en Chile es el sector agrícola con un 73% del total nacional, que sirve para regar 1,1 millones de hectáreas entre las regiones IV y X (Instituto Nacional de Estadísticas, 2007).

De la fracción de agua restante se usa un 6% para fines domésticos, 9% para la minería y 12% para usos industriales (Banco Mundial, 2011). En muchas regiones de Chile los derechos de aprovechamiento existentes superan la disponibilidad real del recurso, lo que ha llevado a declarar numerosas regiones como agotadas tanto en sus aguas superficiales como subterráneas ((MOP), 2011; Aitken et al., 2016; Valdés-Pineda et al., 2014). En general, la demanda de agua sobrepasa la oferta en las regiones de Arica y Parinacota, Tarapacá, Antofagasta, Atacama, Coquimbo,

Valparaíso y la Región Metropolitana, en las otras regiones aún existe una oferta suficiente para satisfacer la demanda regional de agua.

Respecto a la agricultura, se sabe que no solo la escasez de agua perjudica los cultivos sino también su composición (Oliver & Gregory, 2015). En el año 2005 la Universidad de Chile emitió el informe *“Criterios de Calidad de Aguas o Efluentes Tratados para uso en Riego”* que describe los factores que impactan sobre los recursos hídricos, entre estos destaca el rápido crecimiento de la población, especialmente la urbana, que conlleva mayores requerimientos de agua potable y servicios de alcantarillado, y la expansión de la industria y la tecnificación de la agricultura, que no han sido acompañadas de sistemas adecuados de tratamiento de desechos y control de la contaminación hídrica. Este aumento del uso del agua resulta en una alta contaminación de las zonas costeras y un alto impacto sobre los recursos hídricos de las principales cuencas hidrográficas.

La composición química de las aguas naturales en Chile muestra una gran variabilidad a lo largo del territorio nacional, observándose en general una alta concentración de sales en las zonas áridas en el norte, concentración que decrece fuertemente hacia las regiones más húmedas en el sur. Según información de la Dirección General de Aguas (DGA), las aguas del Norte Grande se caracterizan por un alto contenido salino, que medido en términos de conductividad fluctúa entre 500  $\mu\text{hos}\cdot\text{cm}^{-1}$  y 2000  $\mu\text{hos}\cdot\text{cm}^{-1}$ , y en ocasiones supera concentraciones salinas extremas (Orrego, 2002). En el Norte Chico el contenido salino es menor, aunque

suele aumentar en los cursos inferiores de los ríos, al punto de imponer restricciones al uso de las aguas, tal como sucede en los ríos Copiapó, Huasco, Elqui y Limarí.

Sánchez et al. (Sánchez et al., 2016) explica que la aparición de carbonato de calcio, sulfato de calcio y otros minerales aparecen a partir de la meteorización de las rocas, transportadas por el agua de riego y depositadas en el suelo en donde se acumulan en la medida que el agua se evapora o es consumida por los cultivos. Más de 70% del agua usada en el planeta es para la agricultura y por tanto Chile comparte sus problemas con el agua de riego con otros países en el mundo, por ejemplo, alta salinidad en Estados Unidos, Arabia Saudita, Túnez, Emiratos Árabes Unidos, Jordania, Yemen, exceso de Boro en USA y Arabia Saudita, exceso de sulfatos en Chipre, exceso de bicarbonatos en USA, África y Chipre. También se ha observado en China e India que el uso de agua contaminada transfiere los metales pesados a las personas (Khan et al., 2008; Sridhara Chary et al., 2008). Además, existe evidencia de lo perjudicial que es el exceso de NaCl para el crecimiento de plantas (Cabot et al., 2014; Wichelns & Qadir, 2015).

La mayoría de las tecnologías han sido desarrolladas para potabilizar agua, tratar residuos industriales líquidos y desalar recursos hídricos para potabilizarlos, por lo que su uso en aguas de riego plantea el desafío de trabajar en condiciones muy variables de contaminación, tanto en concentración como en tipo de contaminantes. Estas tecnologías no siempre son selectivas y muchas veces requieren de un tratamiento previo para eliminar interferentes. En algunos casos su uso genera externalidades ambientales, ya que, concentran los contaminantes en un residuo

sólido o líquido, el que debe ser dispuesto adecuadamente para evitar la contaminación de los recursos naturales. Considerando que las tecnologías de tratamiento suelen requerir de sistemas eléctricos y de reactivos químicos, su manejo debe integrarse al sistema de seguridad y salud ocupacional aplicado en el predio. En la Tabla 1 se muestran las tecnologías con mayor difusión comercial para el control de los contaminantes regulados por la norma NCh 1333.

**Tabla 1 Tecnologías para el control de contaminantes**

Parámetro	Oferta Tecnológica
Coliformes fecales	Ultravioleta Filtración empacada (bolsas y cartucho) Microfiltración (Tecnología de Membranas) Ozono Electrogeneración de oxidantes
Iones	Osmosis Inversa (Tecnología de Membranas) Medios filtrantes Carbón activado Intercambio iónico Nanofiltración (Tecnología de Membranas)

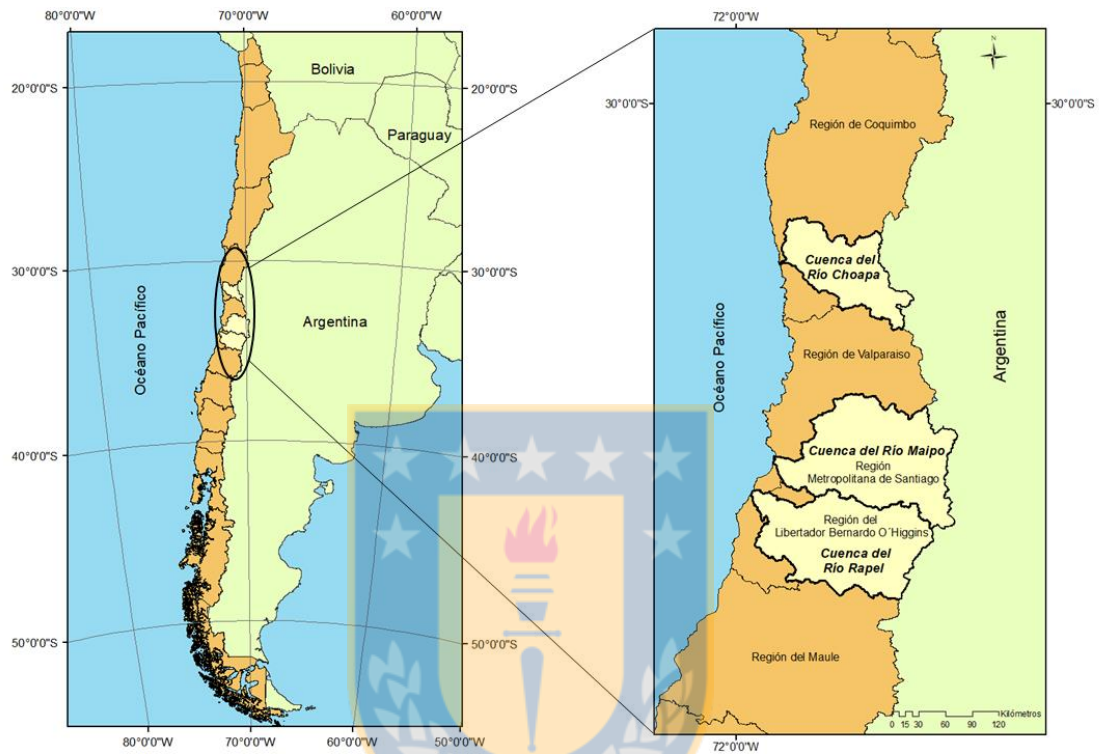
**Fuente: Manual de tecnologías para mitigar la contaminación de las aguas de riego, Gobierno de Chile (2007).**

Hoy en día se usan técnicas de bajo costo como son los humedales construidos con plantas tolerantes a las sales para el tratamiento de agua de riego. En un entorno salino las plantas halófitas pueden reducir el potencial hídrico intracelular para aliviar el estrés salino, facilitando que el agua fluya en las membranas en una dirección favorable al crecimiento celular. Zhang et al., 2006, estudió especies tolerantes a la sal como sainfoin, *Medicago sativa* Linn., *Symphytum officinale*, *Coronilla varia*, y *Festuca arundinacea* Schreb. Los resultados muestran que los halófitos tienen una tasa de desalinización entre el 19,1% y el 31,1% en una capa de suelo de 20 a 100 cm. En países como Australia se utilizan plantas de *Juncus* sp, para tratar las tierras de cultivo, dando como resultado una desalinización de un 54,8% (Yang et al., 2015).

En esta tesis se ha seleccionado como objeto de estudio tres cuencas del centro-norte de Chile, de alta representatividad agrícola, la Cuenca del río Choapa, la Cuenca del río Maipo y la Cuenca del río Rapel. Los objetivos incluyen (1) Determinar los datos de la química del agua de las cuencas en el período 2008-2016 (DGA) y evaluarlos a la luz de los parámetros de calidad del agua de riego estipulados en la norma chilena NCh1333, (2) Desarrollar las bases preliminares con la ayuda de modelación computacional, de un proceso de bajo costo en base a arcillas para reducir la carga iónica en agua de riego (3) Diseño de un equipo a escala real para la aplicación de los depresantes en un sistema de riego tipo.

Los quelantes y arcillas capturan o secuestran contaminantes del agua y luego sedimentan dejando una capa inerte con elementos inmovilizados que puede

permanecer en el fondo de grandes cuerpos de agua, o ser removida fácilmente desde estanques de decantación.



**Figura 1 Ubicación geográfica de las cuencas de Choapa, Maipo y Rapel, del norte central de Chile.**

Fuente: Elaboración propia

## 2 FUNDAMENTACIÓN METODOLÓGICA

Disponer de agua con alta carga salina trae como consecuencias la pérdida de la estructura del suelo, escasa porosidad, baja retención de la humedad y de productividad del cultivo, presencia de carbonato de calcio y deficiencia de zinc, elemento fundamental para el crecimiento de las plantas, por lo tanto, se requiere implementar medidas de mitigación para mejorar la calidad del recurso hídrico utilizado para riego cumpliendo la NCh 1333. Sin duda la presencia de salinidad y metales pesados en el agua utilizada para riego genera consecuencias adversas a lo esperado por los agricultores chilenos.

Es de conocimiento público la problemática que existe con la calidad del agua utilizada para riego en el país, tanto para el mundo académico como para el mundo político. Un ejemplo son las palabras del Dr. Eduardo Holzapfel, experto en recursos hídricos y riego e investigador asociado del Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería (CRHIAM): *“Hay que preocuparse y tomar conciencia, pensando en el futuro y en cómo hacer una agricultura más sustentable, para cuidar a las personas, el medio ambiente y las exportaciones chilenas, porque pronto entrarán en vigencia normas internacionales que obligarán a controlar la calidad de las aguas”*. En el año 2022, se pondrá en marcha la ley de Modernización de la Inocuidad Alimentaria de la FDA (FSMA por sus siglas en inglés) de Estados Unidos, para el control de la calidad de las aguas de los productores locales y de quienes exporten a ese país.

Las siguientes palabras del director de la Comisión Nacional de Riego, Federico Errázuriz, también son de preocupación para el mundo agrícola: *“Podría darse que, si nuestra fruta está contaminada, un mercado diga que ya no recibirá más fruta de Chile, lo que es una amenaza tremenda y es un desafío que tiene toda la agricultura, de avanzar en cómo mejoramos nuestra calidad de riego”*. Es por ello que surge el interés y la necesidad de mitigar estos efectos adversos que ocasiona la presencia de salinidad y metales pesados en el recurso hídrico utilizado para riego, partiendo por tres cuencas de alta representatividad agrícola para Chile, como es la Cuenca del río Choapa que riega con sus aguas más de 22 mil hectáreas de uso agrícola, la Cuenca del río Maipo que riega 246.447 hectáreas y finalmente la Cuenca del río Rapel que riega 210.691 hectáreas de cultivos.



### **3 OBJETIVO GENERAL**

En esta tesis se ha seleccionado como objeto de estudio tres cuencas del centro-norte de Chile, de alta representatividad agrícola, la Cuenca del río Choapa, la Cuenca del río Maipo y la Cuenca del río Rapel.

El objetivo general es evaluar la calidad del agua de estas cuencas y desarrollar preliminarmente un proceso de bajo costo para reducir contaminantes en agua de riego a fin de cumplir con la Norma Chilena 1333.

#### **3.1 Objetivos específicos**

1. Identificar problemas de calidad de agua para riego en cuencas representativas de la zona Centro-Norte de Chile.
2. Desarrollar las bases preliminares con la ayuda de modelación computacional, de un proceso de bajo costo en base a arcillas para reducir la carga iónica en agua de riego.
3. Diseño de un equipo a escala real para la aplicación de los depresantes en un sistema de riego tipo.

## **4 MARCO TEÓRICO-EXPERIMENTAL**

### **4.1 Área de Estudio y Criterios de Calidad de Agua de Riego**

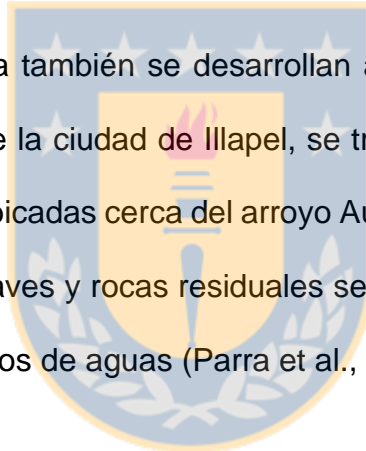
#### **4.1.1 Cuenca del Río Choapa**

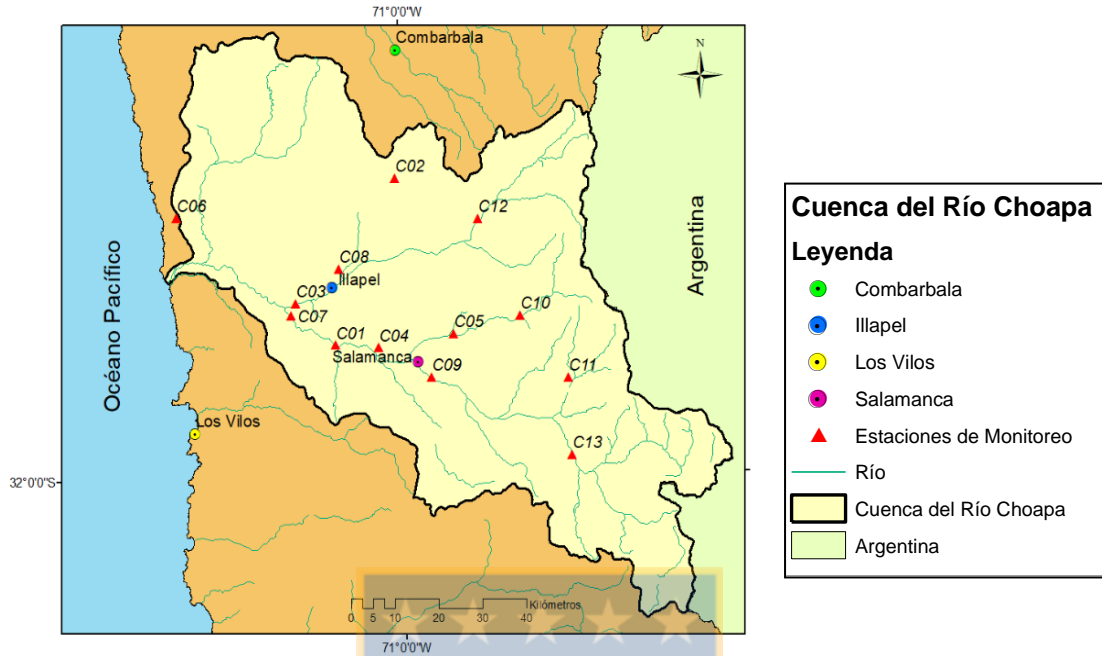
La cuenca del río Choapa se encuentra en la región de Coquimbo, en el Norte de Chile Central, entre las latitudes 31°10' sur y 32°15' sur aproximadamente cubriendo una superficie de 7630 km<sup>2</sup> desde la cordillera de los Andes hasta el Océano Pacífico (Parra et al., 2011). El río Choapa nace en la cordillera de Los Andes a unos 140 km del mar y se forma por la confluencia de los tributarios Totoral, Leiva y del Valle. Aguas abajo pero aún en la cordillera, el río Choapa recibe como afluentes al Cuncumén y al Chalinga. En su curso medio recibe al río Illapel, que le entrega sus aguas por el norte. La litología de la cuenca alta y media del Choapa se compone de formaciones rocosas sedimento-volcánicas ricas en minerales de origen aluminico, como ortoclasa y plagioclasas asociadas con piroxenos. La meteorización e intemperización de estos minerales los transforman en arcillas que mediante lixiviación y escorrentías adicionan aluminio a los cursos de agua de la cuenca (Cadeldepe-DGA(a), 2004).

En la cuenca del Choapa se encuentra la minera Los Pelambres uno de los yacimientos de pórfidos de cobre más grande del mundo, con reservas de 2.125 millones de toneladas con ley promedio de 0,64% de cobre y 167 millones de toneladas de molibdeno, con una capacidad de producción de 351 mil toneladas métricas de cobre fino y 7.700 toneladas de molibdeno. Los Pelambres es el tercer

exportador de cobre y molibdeno manteniendo alrededor del 10% de las exportaciones en los últimos 10 años (Garay & Cantallopts, 2015). La zona minera de El Indio, a unos 250 km al norte, en la cabeza de la cuenca del río Elqui, ubicada en el mismo cinturón metalogénico del NS contemporáneo, es motivo de preocupación. Allí las obras mineras aceleraron los procesos naturales como el drenaje ácido, disminución del pH y altos nivel de As, Cu y Fe en las aguas de los afluentes andinos (ríos Malo y Toro), incluso después del cierre de la mina (Galleguillos et al., 2008; Guevara G. et al., 2006).

En la cuenca del Choapa también se desarrollan actividades mineras a pequeña escala, en la vecindad de la ciudad de Illapel, se trata de operaciones mineras de cobre y oro, la mayoría ubicadas cerca del arroyo Aucó. Debido a estas actividades, muchos depósitos de relaves y rocas residuales se encuentran dispersos cerca de Illapel y cerca de los cursos de aguas (Parra et al., 2011).





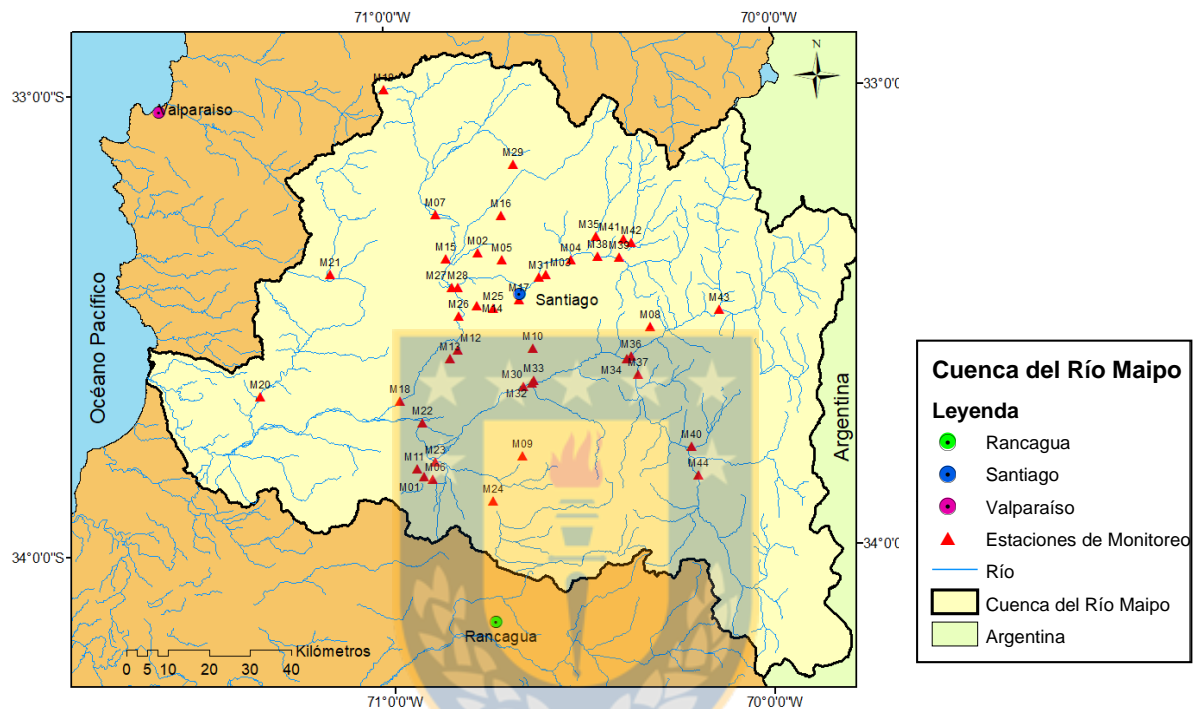
**Figura 2 Cuenca del Río Choapa, Región de Coquimbo. Coordenadas de las estaciones de monitoreo en material suplementario.**

Fuente: Elaboración propia

#### 4.1.2 Cuenca del Río Maipo

La cuenca del río Maipo cubre una superficie de aproximadamente 15.303 km<sup>2</sup> y alberga una serie de ríos y esteros, de los que destaca el río Maipo, principal cauce de la cuenca y fuente principal de agua potable para la Región Metropolitana y parte de las provincias de San Antonio, Región de Valparaíso y Cachapoal, y Región de O'Higgins. Esta cuenca concentra el mayor número habitantes del país, con abundancia de centros políticos, comerciales, industriales, portuarios y comunicacionales. La demanda de agua potable por parte de todos los sectores es

subsana en un 70% gracias al aporte del río Maipo que también aporta un 90% de los requerimientos de agua para riego (Cadeldepe-DGA(b), 2004; I. Cortes & M.Olmedo, 2011).



**Figura 3 Cuenca del Río Maipo, Región Metropolitana. Coordenadas de las estaciones de monitoreo en material suplementario.**

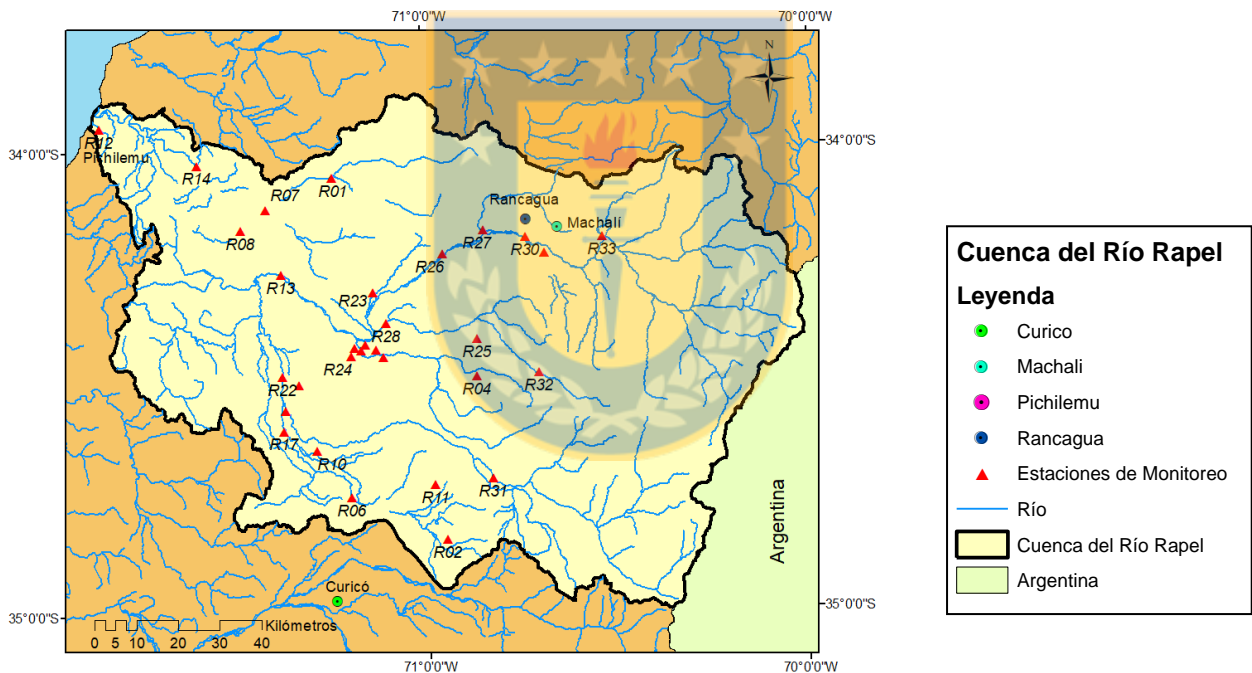
Fuente: Elaboración propia

#### 4.1.3 Cuenca del Río Rapel

La cuenca hidrográfica del río Rapel se ubica en la costa norte de la Región de O'Higgins y se extiende aproximadamente entre paralelos 33°53' y 35°01' Latitud Sur, con una extensión aproximada de 484 km<sup>2</sup> desde el muro de coronamiento del embalse Rapel a la desembocadura al mar. El río Rapel se forma de la unión de

los ríos Cachapoal y Tinguiririca, en La Junta, a unos 6 km al oeste de Las Cabras. La confluencia ocurre en el interior de la Cordillera de la Costa y actualmente se encuentra inundada por las aguas del embalse Rapel con una capacidad de 680 millones de m<sup>3</sup> para fines hidroeléctricos.

Desde La Junta, el río Rapel corre hacia el noreste, en medio de un lecho obstruido por depósitos fluviales. Desemboca en el mar, en el pueblo de La Boca, por un solo cauce de unos 60 m de ancho (Cadeldepe-DGA(c), 2004).



**Figura 4 Cuenca del Río Rapel, Región del Libertador Bernardo O'Higgins. Coordenadas de las estaciones de monitoreo en material suplementario.**

**Fuente: Elaboración Propia**

Una de las actividades económicas más importantes de la cuenca es la explotación del mineral de cobre en el sector de la mina El Teniente, ubicado a unos 50 Km de Rancagua (Cadeldepe-DGA(c), 2004). Otras son las actividades agropecuarias que

contribuyen de manera importante al desempeño de la agricultura nacional y de sus exportaciones (Instituto Nacional de Estadísticas, 2007). La superficie de riego con que cuenta la cuenca es de 210.691 hectáreas (Instituto Nacional de Estadísticas, 2007). Esta superficie incluye 151.791 hectáreas de riego gravitacional (67.1% de riego por surco, 31.1% de riego tendido y 1.7% de otros tipos de riego tradicional), 56.112 hectáreas de microrriego (90.6% de riego por goteo y cinta y 9.4% de riego por microaspersión y microjet), y 2.787 hectáreas de riego mecánico mayor (59.5% por carrete o pivote y 40.5% por aspersión tradicional).

#### **4.2 Criterios de calidad de agua para riego en Chile.**

La Política Nacional de Aguas tiene por objeto conservar y proteger el agua y medio ambiente asociado. Para ello, la Dirección General de Aguas mantiene y opera a lo largo del país la Red Hidrométrica Nacional, el Banco Nacional de Aguas, la Red de Monitoreo de Calidad de Aguas Superficiales y Subterráneas, y la Red Mínima de Lagos (UChile-SAG, 2005). En el año 1978, se crea la Norma Chilena 1333 (NCh 1333) sobre los requisitos de calidad del agua para diferentes usos, siendo modificada en el año 1987 (INN, 1978, 1987). En la Tabla 2 se presenta un resumen de la NCh 1333, relevante a este estudio, donde se fijan los criterios de calidad del agua de acuerdo con requerimientos físicos, químicos y biológicos.

**Tabla 2 Regulación chilena para agua de riego NCh 1333. Parámetros de calidad del agua y límites máximos.**

Parámetro	Símbolo	Unidad	Límite máximo	Parámetro	Símbolo	Unidad	Límite máximo
pH	-	-	5.5 < pH < 9.0	Litio	Li	mg/l	2,50
Aluminio	Al	mg/l	5,00	Manganeso	Mn	mg/l	0,20
Arsénico	As	mg/l	0,10	Mercurio	Hg	mg/l	0,001
Bario	Ba	mg/l	4,00	Molibdeno	Mo	mg/l	0,01
Berilio	Be	mg/l	0,10	Níquel	Ni	mg/l	0,20
Boro	B	mg/l	0,75	Plata	Ag	mg/l	0,20
Cadmio	Cd	mg/l	0,01	Plomo	Pb	mg/l	5,00
Cianuro	CN <sup>-</sup>	mg/l	0,20	Selenio	Se	mg/l	0,02
Cloruro	Cl	mg/l	200,0	Sodio porcentual	Na%		35,0
Cobalto	Co	mg/l	0,05	Sulfato	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	mg/l	250
Cobre	Cu	mg/l	0,20	Vanadio	V	mg/l	0,10
Cromo	Cr	mg/l	0,10	Zinc	Zn	mg/l	2,00
Fluoruro	F <sup>-</sup>	mg/l	1,00	Cond. eléctrica	c.e.	µmhos/cm	750
Hierro	Fe	mg/l	5,00				

Fuente: Norma Chilena de agua para riego, modificación de 1987.

Los iones de sodio, calcio, cloruro y sulfato son considerados para determinar salinidad (Lamz-Piedra & González, 2013). En la NCh1333, el porcentaje de sodio

se determina utilizando la ecuación (1) con las concentraciones de los iones expresadas en miliequivalentes por litro (INN, 1987). El alto contenido de iones de sodio en el agua de riego hace que el suelo se endurezca y se compacte, afectando la permeabilidad y, por lo tanto, la infiltración. El exceso de iones de sodio desplaza los iones de calcio y manganeso que forman parte de los complejos estructurales del suelo. Se asume que los iones de  $\text{Na}^+$  compiten con los iones de  $\text{K}^+$  para ser absorbidos por las raíces de las plantas (Lamz-Piedra & González, 2013).

$$\text{Na (\%)} = \frac{\text{Na}}{\text{Na} + \text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}} \cdot 100 \quad (1)$$

#### **4.3 Estaciones de monitoreo de la Dirección General de Agua (DGA)**

La red de calidad de aguas superficiales de la DGA se encuentra operativa desde los años 60. Cuenta con 343 estaciones que cubren todo el territorio nacional, donde se toman tres a cuatro muestras por estación por año, que posteriormente son analizadas en el laboratorio ambiental de la DGA (UChile-SAG, 2005).

De la Red de Monitoreo de Calidad de Aguas de la DGA se obtienen las ubicaciones geográficas de las estaciones consideradas para efecto de este trabajo (<http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes>).

En la cuenca del río Choapa existen 13 estaciones de monitoreo, todas operativas. En la cuenca del río Maipo existen 44 estaciones de monitoreo, cuatro de las cuales dejaron de funcionar en 2009, una en 2013 y dos comenzaron a funcionar en 2015. En la cuenca del río Rapel existen 33 estaciones de monitoreo, de las cuales al

menos 10 no están operativas desde antes de 2008, tres estaciones dejaron de funcionar en 2009 y dos en 2012.

#### **4.4 Técnicas para remover algas, sales, y metales del agua de riego.**

##### **4.4.1 Control de algas mediante arcillas**

Las floraciones de algas nocivas (HAB), comúnmente llamadas mareas rojas, son fenómenos acuáticos a menudo marcados por la decoloración de las aguas superficiales debido al rápido crecimiento y acumulación de ciertas microalgas, varias de las cuales producen toxinas potentes altamente peligrosas. Los HAB pueden tener graves impactos en la salud pública, los organismos acuáticos, la industria (por ejemplo, maricultura, pesca de conchas, turismo) y la calidad de los embalses de agua dulce y los entornos costeros marinos. Para controlar la proliferación de HAB se ha explorado el uso de arcillas, que forman flóculos de mayor tamaño y densidad y que se depositan rápidamente en el fondo marino (nieve marina) arrastrando más células indeseables en su descenso. La aplicación es mediante rocío sobre la superficie de los cuerpos de agua. En algunos casos, se ha mejorado la capacidad de las arcillas con floculantes químicos como el cloruro de polialuminio (PAC) y el sulfato de aluminio, para aumentar la adhesividad de las bacterias (Sengco & Anderson, 2004).

En la mayoría de estas aplicaciones se busca que la arcilla cambie su carga negativa natural a una carga positiva, de esta manera es más efectiva para adsorber

las células de las algas que son aniónicas y sedimentar los complejos formados al fondo del mar o del cuerpo de agua que se trate. Los modificadores insertados en la arcilla son componentes de polialuminio, sulfato de aluminio, e incluso tierras raras. Las arcillas modificadas limitan el crecimiento y proliferación de algas disminuyendo fosfato y amonio.

La Tabla 3 resume las formulaciones de arcillas, y dosis de aplicación cuando disponibles, que han sido desarrolladas para el control de algas, y las correspondientes referencias.

**Tabla 3 Control de HAB con arcillas minerales.**

Tipo de HAB a controlar	Tipo de arcilla	Dosis	Referencias
<i>Cochlodinium sp</i>	Montmorillonita	1.3-400 g/m <sup>2</sup>	Maruyama et al. (1987) Shirota, (1989)
<i>Chattonella spp.</i>			
<i>Prorocentninz sigmoides</i>			
<i>Noctiluca scintillans</i>	Montmorillonita		Yu et al. (1994), Lu et al (2017), Yu et al. (2004)
<i>Prorocentrum minimum</i>	Bentonita		
<i>Prorocentrum donghaiense</i>	Cationic-polymer-treated kaolinite, phosphatic clay		

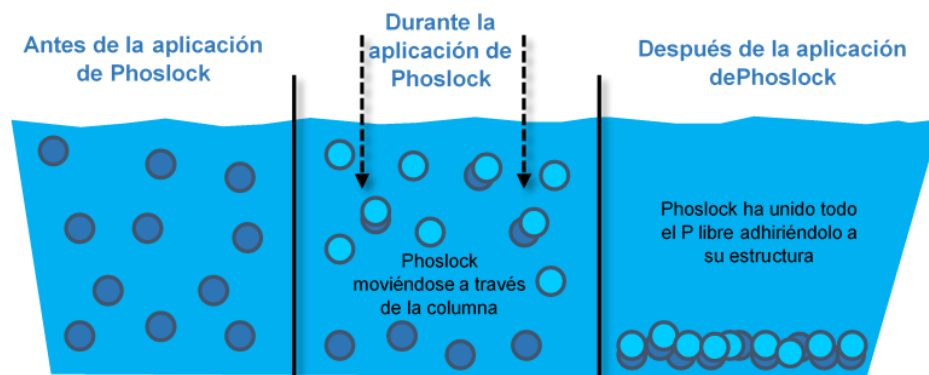
<i>Aureococcus anophagefferens</i>	PAC caolín		
<i>Cochlodinium polykrikoides</i>	Loess amarillo	400 g/m <sup>2</sup>	Na et al. (1996)
<i>Karenia brevis</i> (también <i>Gymnodinium brevis</i> )	Bentonita	0.10-4 g/litro	Sengco et al. (2001)
<i>Aureococcus anophagefferens</i>	Arcilla fosfática		Sengco et al. (2001)
<i>Pfiesteria piscicida</i>	Caolinita		
<i>Heterosigma akashiwo</i>			
<i>Alexandrium tamarense</i>			
<i>Prymnesium parvum</i>	Phosphatic clay	0.10-4 g/litro	Hagstrom y Graneli (año)
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Phoslock	Desconocida	Atkins et al. (2001)

#### 4.4.2 Control de eutrofización con arcillas modificadas

Muchos intentos de restauración de lagos han fallado, debido a las acciones inadecuadas que se han tomado como medidas para controlar las fuentes externas de entrada de fósforo, como por ejemplo los sedimentos lacustres anóxicos (Gulati & Van Donk, 2002). Lo grave es que en muchos casos se ha detectado una alta concentración de P en los sedimentos, debido a un mal control que ha durado décadas. Mitigar la eutrofización requiere control del P en todas las fuentes que aportan (Welch & Cooke, 2005).

Una tecnología para tratamiento de agua basada en arcillas modificadas de bentonita con lantano desarrollada por CSIRO en Australia (Douglas et al., 2004), de nombre comercial Phoslock<sup>R</sup>, ha resultado bastante prometedor para interceptar P liberado de sedimentos marinos (Douglas et al., 2004; Robb et al., 2003; Ross et al., 2008).

Existe evidencia que Phoslock<sup>R</sup> controla P de origen inorgánico y atrapa y sedimenta P orgánico, esto último de gran interés en el control de HAB. El lantano de Phoslock<sup>R</sup> reacciona químicamente con los iones  $PO_4^{2-}$  en el agua (Lüring & Oosterhout, 2013; Noyma et al., 2016) y precipita al fondo del cuerpo de agua como se ilustra en la Figura 5.



**Figura 5 Esquema de funcionamiento de la tecnología Phoslock<sup>R</sup> de bentonita modificada con lantano para el control de  $PO_4^{2-}$ .**

Fuente: Elaboración Propia

Una vez que el fósforo se adhiere a Phoslock<sup>R</sup>, ya no está biodisponible para que las algas lo asimilen y lo utilicen para su crecimiento (Lürling & Oosterhout, 2013). En la tabla 4 se mencionan las propiedades que posee la bentonita modificada con lantano.

**Tabla 4 Propiedades físicas de la bentonita modificada con Lantano.**

Composición Química	Concentración (%)
SiO <sub>2</sub>	61,36
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	14,73
MgO	2,76
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,64
CaO	1,79
La <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,058

Área de superficie específica (m <sup>2</sup> /g)	39,3
Volumen total de poros (cm <sup>3</sup> /g)	0,171
Promedio del tamaño de partículas (µm)	22
Contenido de humedad (%)	7 - 9
pH	7 – 7,5
Densidad de bullo (kg/m <sup>3</sup> )	910 - 960

Fuente: (Haghseresht et al., 2009)

Es ampliamente aceptado que el primer paso para controlar la eutrofización es abordar el aporte directo de nutrientes, donde la reducción de la carga externa de P es un requisito previo para la mejora de la calidad del agua (Hilt et al., 2006).

#### 4.4.3 Control de la salinidad con humedales artificiales

Los humedales construidos son sistemas de depuración constituidos por lagunas o canales poco profundos (de menos de 1 m) plantados con vegetales propios de las zonas húmedas y en los que los procesos de descontaminación tienen lugar mediante las interacciones entre el agua, el sustrato sólido, los microorganismos, la vegetación e incluso la fauna. Los humedales construidos también se denominan humedales artificiales (Serrano & Corzo Hernández, 2008). La eliminación de la materia orgánica en los humedales es compleja ya que es el resultado de la interacción de numerosos procesos físicos, químicos y bióticos que suceden de forma simultánea. La materia orgánica particulada es retenida por filtración cerca de la entrada en sistemas horizontales y cerca de la superficie en verticales (Vymazal,

2010). Los humedales artificiales remueven los siguientes componentes del agua: Materia en suspensión, materia orgánica, nitrógeno, fosforo, patógenos, metales pesados, tensioactivos, productos farmacéuticos, productos de uso personal y de limpieza, microorganismos como *Cryptosporidium*.



**Figura 6 Un sistema subterráneo típico de humedales construidos**

La figura 6 muestra un sistema típico de humedales construidos para el tratamiento de aguas grises (Yocum, 2006). El agua fluye de un compartimiento u otro sistema que produce aguas grises hacia el nivel de grava del humedal construido. Las aguas grises pasan por el humedal lentamente donde será filtrada por los procesos mecánicos y biológicos de las plantas en el sistema y los microorganismos que viven alrededor de las raíces de las plantas.

#### **4.4.4 Osmosis Inversa**

La tecnología de Osmosis inversa (Figura 7) se ha desarrollado tanto para aguas salobres como para agua de mar. Las membranas para aguas salobres típicamente tienen un mayor flujo de agua, menor rechazo de sal y requieren presiones

operativas más bajas (por ser aguas menos salinas), mientras que las membranas diseñadas para el agua de mar requieren un mayor rechazo de sal, tienen flujos de permeado más bajos, debido a la compensación entre la selectividad de membrana (rechazo de sal) y la permeabilidad de la membrana (flujo de permeado). Además, las membranas de osmosis inversa de agua de mar deben operar a presiones más altas para compensar la presión osmótica (Fritzmann et al., 2007).

El boro es un contaminante presente en el agua salobre, teóricamente las membranas de osmosis inversas retienen boro entre un 65 – 80%. Sin embargo, en sistemas reales la retención de boro puede ser tan baja como 15 – 20% (Glueckstern & Priel, 2007).



**Figura 7 Esquema Osmosis Inversa**

Debido a la baja eliminación de boro con las membranas de osmosis inversas, esta tecnología se puede complementar con intercambio iónico específico para boro.

#### 4.4.5 Electrodiálisis

Es una técnica de descontaminación que puede remover componentes iónicos de soluciones acuosas empleando membranas permeables selectivas en un campo eléctrico constante. Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta  $0,0001 \mu\text{m}$ , mediante hojas o laminas porosas de resinas de intercambio iónico con una baja permeabilidad relativa para el agua (Rubio et al., 2015).

#### 4.4.6 Intercambio Iónico

Es el proceso a través del cual los iones en solución se transfieren a una matriz sólida que, a su vez liberan iones de un tipo diferente, pero de la misma carga. El intercambio iónico es un proceso de separación física en la que los iones intercambiados no se modifican químicamente (Figura 8). Las principales ventajas de intercambio iónico son la recuperación del valor del metal, la selectividad, menos volumen de lodos producidos y la reunión de las especificaciones de descarga estrictas (Zewail & Yousef, 2015).

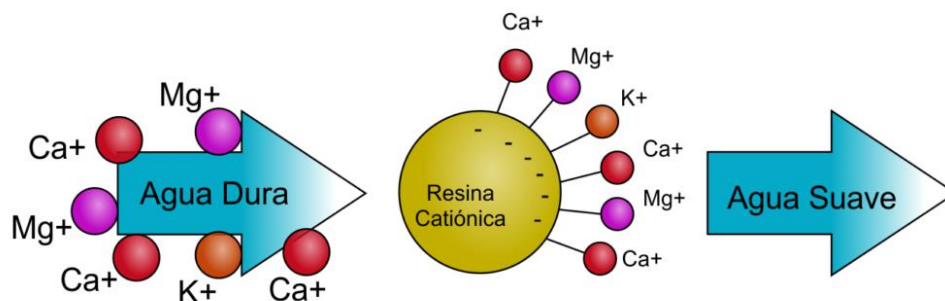


Figura 8 Esquema Intercambio Iónico

#### **4.4.7 Carbón activado**

El carbón activado es carbón poroso que atrapa compuestos, principalmente orgánicos, presentes en un gas o en un líquido. Lo hace con tal efectividad, que es el purificante más utilizado por el ser humano (Zietzschmann et al., 2016). Debido a sus áreas superficiales porosas que van desde 500 hasta 1.500 m<sup>2</sup> /g, así como la presencia de un amplio espectro de superficie funcional que la hace accesible a diferentes reactivos (Karnib et al., 2014).

#### **4.5 Técnicas de simulación computacional de adsorción**

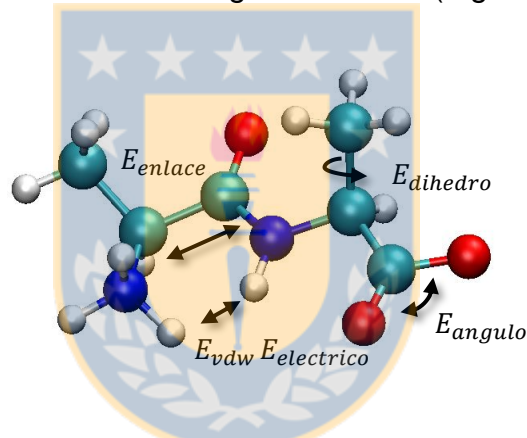
En la actualidad existe una creciente y estable línea de investigación relacionado a la modelación computacional como herramienta para describir sistemas moleculares que pueden abarcar pequeños sistemas químicos a grandes moléculas biológicas y materiales cristalinos. Por ejemplo, existen trabajos donde se utilizan modelamientos molecular para estudiar la inhibición del coronavirus, enfermedad actual que azota al planeta con el fin de encontrar la cura (Macchiagodena et al., 2020; Stoermer, 2020). Esto significa que es una herramienta robusta capaz de resolver interrogantes que experimentalmente son muy complejas de realizar o de alto costo. La utilización de estas metodologías requiere computadores de alto procesamiento, para resolver los algoritmos matemáticos requeridos por los métodos. Existen varios enfoques y metodologías relacionadas en modelamiento computacional, a continuación, se da a conocer las más utilizadas en literatura

### 4.5.1 Dinámica molecular

Esta metodología se basa en la mecánica clásica de las leyes de Newton, específicamente en la segunda ley  $F = m \times a$ . En este caso los átomos se les calcula una velocidad y aceleración a partir de un potencial de energía:

$$E_{total} = E_{enlace} + E_{angulo} + E_{dihedro} + E_{vdw} + E_{electrica}$$

Cada una de esta energía representa una parte relacionada a enlaces o directamente a la interacción entre cargas eléctricas (Figura 9).



**Figura 9 Esquema de una molécula y principales potenciales de interacción**  
Fuente: (Quezada et al 2019)

La derivada del potencial de energía obtiene la fuerza aplicada al átomo o molécula, con ello es posible obtener la aceleración instantánea. Utilizando las ecuaciones de movimiento es posible definir entonces como se mueven los átomos desde un tiempo inicial hasta un tiempo final. Esta metodología es eficiente al utilizar computadores con tarjetas gráficas debido a que cada átomo se le asigna un hilo de cálculo proveniente de la GPU y por ende los cálculos se vuelve paralelos (Anderson et al., 2008). La aceleración de cálculos, los potenciales y los algoritmos

de cálculo simples han hecho que la dinámica molecular sea una de las herramientas de modelamiento molecular más utilizadas en la actualidad. Sin embargo, existen limitaciones de esta metodología: al definir enlaces fijos no es posible simular reacciones químicas, los tiempos de cómputo se vuelve exponenciales al aumentar el tamaño del sistema por ende tamaños sobre los 100.000 átomos requieren computadores o clúster de alta potencia, por último, a escala molecular la fuerza gravitatoria no es perceptibles por ende no pueden ser modelados. Aun así, para estudiar adsorción de iones o metales pesados sobre minerales es adecuada debido a que estos fenómenos ocurren dentro de la escala molecular.

#### **4.5.2 Química cuántica**

Esta metodología describe a los átomos en función a las ecuaciones de Schrödinger lo que implica que un átomo posee un núcleo con protones y una nube electrónica que debe ser calculada dependiendo de la configuración de los átomos en una molécula. Esta metodología es muy útil para describir fielmente reacciones químicas estructuras estables, metaestables o inestables (Skúlason et al., 2007) así como también la adsorción de iones (Kremleva et al., 2011).

Al utilizar un enfoque cuántico requiere una alta demanda computacional por lo que es recomendable utilizar para sistemas menores a ~500 átomos con recursos computacionales convencionales. Su aplicación es para sistemas específicos por lo que para estudiar adsorción de iones sobre superficies en medio acuoso conlleva una alta demanda computacional.

### 4.5.3 Monte Carlo

Esta última metodología se basa en los movimientos probabilísticos por lo que es una metodología utilizada no solo en modelamiento molecular, sino que también es utilizada en el área de economía y finanzas (Fernández-Villaverde & Rubio-Ramírez, 2005; Franses, 1996). Al utilizar movimientos de probabilidad la evolución del sistema se rige por los movimientos permitidos que se imponen. En modelamiento molecular también se rigen por un potencial de energía que debe cumplir los movimientos utilizados. Esta metodología es principalmente utilizada para sistemas termodinámicos donde se pueden simular varias fases en conjunto sin la presencia de la interfase entre ellas (Panagiotopoulos, 2000).

También se ha utilizado para estudiar adsorción de iones en solventes implícitos con el objetivo de ver correlaciones de ion-ion sobre superficies planas (Greberg et al., 1996). Sin embargo, la complejidad de las superficies reales, los efectos de hidratación y difusión de iones han limitado el uso de Monte Carlo debido a que sistemas con solventes explícitos son altamente demandantes computacionalmente para este método.

## 5 METODOLOGÍA

A partir del marco teórico se detalla a continuación la metodología utilizada para lograr los objetivos propuestos en esta tesis.

### 5.1 Levantamiento de información e identificación de principales contaminantes en las cuencas representativas de la zona Centro-Norte de Chile.

Se analizó la calidad del agua de tres cuencas con relevancia agrícola para el país, como es la cuenca del río Choapa, río Maipo y río Rapel. Para lograr este objetivo se establecieron los siguientes pasos:

- i. Se desarrolló una base de datos a partir de la red de monitoreo de la Dirección General de Agua, considerando un período de 11 años (2008 - 2018) donde se analizaron los 27 parámetros fisicoquímicos que considera la NCh1333.
- ii. Se realizó un análisis de los valores obtenidos para cada parámetro de la red de monitoreo y se comparó con la NCh1333, para determinar si la calidad del agua cumplía con la normativa vigente del país.
- iii. Se determinó mediante bibliografía los factores naturales y antropogénicos que afectan de manera negativa la calidad del agua en las cuencas de estudio.
- iv. Se analizó mediante bibliografía el efecto toxicológico sobre los cultivos, de los elementos y compuestos químicos que sobrepasan la NCh 1333 en el agua de riego.

## **5.2 Desarrollar las bases preliminares con la ayuda de modelación computacional, de un proceso de bajo costo en base a arcillas para reducir la carga iónica en agua de riego.**

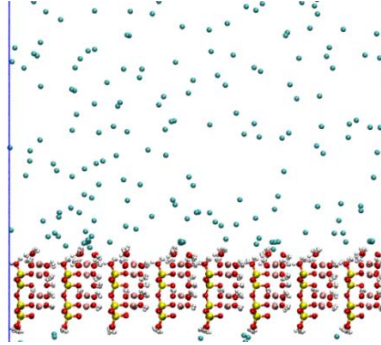
Este objetivo se llevó a cabo analizando la bibliografía existente sobre adsorción de iones en ciertas superficies mediante simulación computacional, donde además se aplican conocimientos sobre dinámica molecular (Argyris et al., 2009; Kroutil et al., 2015; Quezada et al., 2017, 2019). De este análisis bibliográfico se extrae la metodología para cuantificar la adsorción superficial de los metales pesados que sobrepasan la NCh 1333 en las cuencas en estudio. La metodología para la superficie de caolinita (010) ha sido detallada en los trabajos de (Quezada et al., 2019) por ende se seguirá este procedimiento.

A continuación, se especifican los pasos a seguir para poder efectuar las simulaciones:

- i. Se construyó una superficie de caolinita (010) de dimensiones  $6 \times 5.7 \times 2 \text{ nm}^3$  con una densidad de carga de  $-0.115 \text{ c/m}^2$  que representa al pH  $\sim 7$ . Se escogió la superficie (010) de la caolinita debido a que es la más relevante de estudiar.
- ii. Se situó la superficie en una solución acuosa que incluye los iones de metales pesados en una caja de  $6 \times 5.7 \times 10 \text{ nm}^3$ . Cada ion se separó a una distancia de  $0.4 \text{ nm}$  para evitar la recristalización. Se consideró esta distancia, porque a  $0.4 \text{ nm}$  se forman las capas de hidratación.

- iii. Se generaron los archivos iniciales para el programa, los cuales constan de 4 simulaciones: con minimización de fuerzas, con numero de partículas, con volumen y temperatura constante (NVT) de 1 nanosegundo (ns), una simulación con numero de partículas, volumen y presión constante (NPT) de 5 ns y finalmente una simulación NVT de 40 ns con el fin de recolectar los datos obtenidos.
- iv. La configuración y los archivos iniciales que se generaron previamente se ejecutaron en el programa Gromacs 2016.5
- v. Se utilizó el programa *gmx density* de Gromacs para generar los perfiles de densidad de cationes e integrarlos, donde finalmente se obtuvo la adsorción superficial de iones/metales.

La preparación del sistema y los archivos requeridos para las simulaciones fueron generados por un código de Matlab, que fue facilitado por el Dr. Gonzalo Quezada (CRHIAM). Para las simulaciones ejecutadas en el programa Gromacs, se ocuparon recursos del Cluster del laboratorio ASIF, del departamento de Ingeniería Química, UdeC. Un ejemplo de una configuración entregada por el código se puede observar en la figura 10 donde se ha colocado una superficie de caolinita (010) a pH 7 en presencia de cloruro de mercurio.



**Figura 10 Configuración inicial con el código Matlab de una superficie de caolinita en presencia de  $\text{HgCl}_2$ .**

Fuente:(Quezada et al., 2019)

### **5.3 Diseño de un equipo a escala real para la aplicación de los depresantes en un sistema de riego tipo.**

Como esta investigación apunta a generar soluciones a bajo costo, consideramos un diseño con forma rectangular para el sedimentador. Esto es debido a que, si bien los sedimentadores circulares son más eficientes, presentan un alto costo y requieren un mayor control tornándolos complejos. En el caso de los sedimentadores rectangulares los costos de mantención son bajos, además tienen la ventaja de tratar grandes volúmenes de agua, minimizando las perturbaciones en la entrada y salida del sistema.

Los diseños de sedimentadores rectangulares se rigen principalmente por dos velocidades: la velocidad superficial ( $v_s$ ), que se refiere a una velocidad de flujo hipotética calculada, como si la fase o fluido dado fuera el único que fluye en un área de sección transversal dada y la velocidad de sedimentación ( $v_c$ ), que es la

velocidad con que las partículas descienden al fondo del sedimentador. Estas velocidades pueden expresarse como:

$$v_s = \frac{L}{T} \quad v_c = \frac{D}{T}$$

Donde  $L$  es la longitud del sedimentador,  $D$  es la profundidad y  $T$  es el tiempo de residencia en el equipo. Una ecuación de diseño es la relación entre estas dos velocidades:

$$L = k \frac{v_s}{v_c} D$$

Se agrega un termino  $k$  de seguridad que esta entre 1 a 2. En relación con la velocidad de sedimentación es posible obtenerla teóricamente con la ecuación de Stokes:

$$v_c = \frac{g(\rho_p - \rho_w)d_p^2}{18\mu}$$

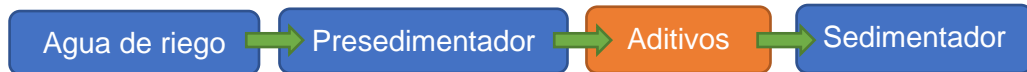
En esta ecuación  $\rho_p$  y  $d_p$  es la densidad y diámetro de la partícula sedimentando respectivamente,  $\rho_w$  es la densidad del fluido,  $\mu$  es la viscosidad del fluido y  $g$  es la gravedad.

Si se conoce el caudal o flujo volumétrico se pueden relacionar ambas velocidades:

$$Q = nv_sWD \quad Q = nv_cWL$$

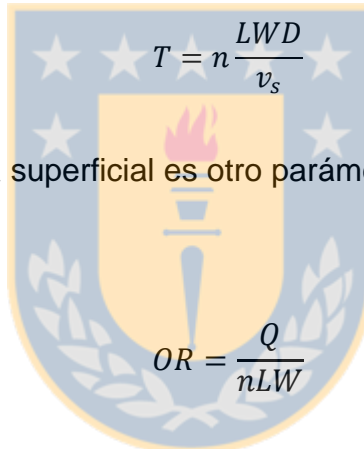
Donde  $n$  es el número de sedimentadores utilizados, generalmente son dos: un presedimentador y un sedimentador. El primero se refiere a un tratamiento más

general donde precipitan las partículas más grandes, mientras que el segundo se agregan los aditivos para aglomerar las partículas más finas. El esquema utilizado en varias plantas de tratamiento de agua esta mostrado en la figura 11.



**Figura 11 Esquema de tratamiento de agua**  
Fuente: Elaboración propia

Para estos equipos el tiempo de residencia o de detención se calculó como:



$$T = n \frac{LWD}{v_s}$$

$$OR = \frac{Q}{nLW}$$

También la tasa de carga superficial es otro parámetro que se verificó al diseñar el equipo:

Otras relaciones relevantes en el diseño son el número adimensional de Reynolds y el número de Froude ambos relacionados a la fuerza hidrodinámica que puede perturbar la sedimentación de partículas

$$Re = \frac{\rho v_s WD}{\mu(W + 2D)}$$

$$Fr = \frac{v_s^2(W + 2D)}{gWD}$$

Considerando estas ecuaciones existen criterios de diseño para estos equipos, los valores están dados en la tabla 5, tanto para equipos presedimentador como sedimentador.

**Tabla 5 Parámetros recomendados para el diseño de sedimentadores rectangulares.**

Parámetro	Presedimentador	Sedimentador
Profundidad (m)	3.5-5	3-5
Longitud-profundidad (L/D)	6:1	15:1
Espesor-profundidad (W/D)		3:1 – 6:1
Longitud-espesor (L/W)	3:1 – 8:1	3:1 – 5:1
Tasa de carga superficial, (OR) $m^3/m^2 d$	200 – 400	
Velocidad horizontal promedio, (vs) m/s	0.05 – 0.07	0.005 – 0.02
Tiempo de detención/residencia, (T) min	6 – 15	60 – 200
Tamaño mínimo de partículas a remover, $\mu m$	100	100
Pendiente del fondo, m/m	1/100	1/300
Numero de Reynolds, (Re)		<20000
Numero de Froude (Fr)		> $10^{-5}$

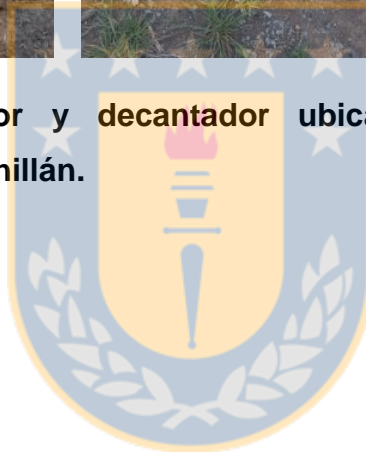
Actualmente existe un estanque rectangular escala piloto en el campus de Chillán de la Universidad de Concepción, en el cual se pueden hacer pruebas para determinar la capacidad de retención y sedimentación de las arcillas en agua de

riego como se muestra en la Figura 12. La mantención de estos estanques implica una logística muy sencilla.



**Figura 12 Desarenador y decantador ubicado en la Universidad de Concepción, campus Chillán.**

Fuente: Elaboración propia



## 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 6.1 Identificación de contaminantes

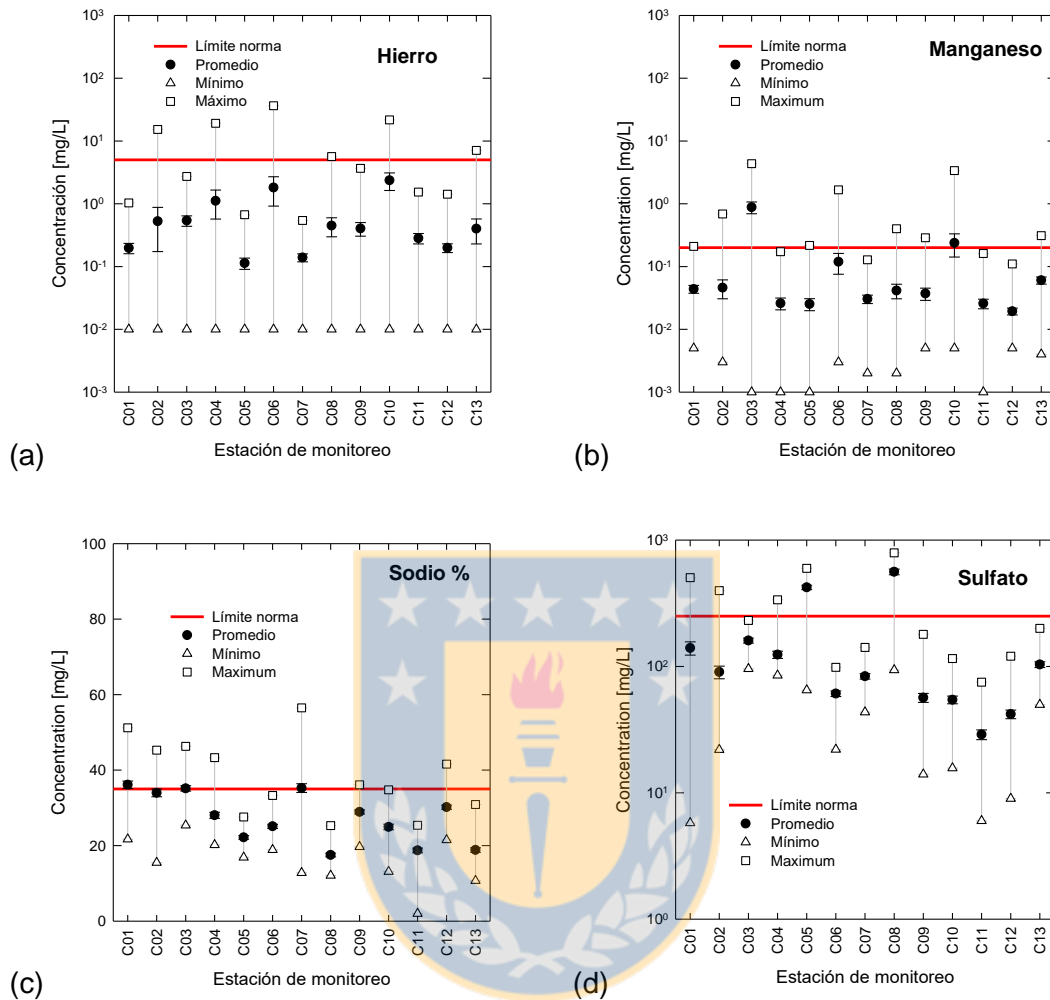
La data obtenida de la DGA ha sido analizada desde el 2008 al 2019 comparándola con los indicadores de la norma NCh1333. Cada estación de monitoreo mide 22 de los 27 indicadores que indica la norma además del pH y la conductividad eléctrica. Los elementos que no mide las estaciones son: bario, berilio, vanadio, cianuro y fluoruro. Un primer análisis muestra que la concentración de algunos elementos y compuestos se repiten en todas las estaciones de monitoreo durante el periodo estudiado. Esto ocurre en casos donde el límite medible de los instrumentos es mayor o igual al límite de la norma. Esto ocurre para el boro donde se detecta a menor a 1mg/l, selenio y mercurio menor a 1 ug/l, cromo, níquel y cadmio se detecta menora a 10 ug/l y plomo se detecta menor a 0.01 mg/l. Cuando esto ocurre se indica que el elemento o componente excede, pero no se indica su valor.

A continuación, se mostrarán los resultados del levantamiento de información de las tres cuencas estudiadas por separado para los casos que si efectivamente se sobrepasa las normas. Las estaciones monitoras han sido ordenadas en los resultados de menor altura a mayor altura respecto al nivel del mar.

## Elementos y compuestos

En primer caso la cuenca del río Choapa está en una zona de transición entre el desierto árido del norte grande y la zona centro donde es más fértil la tierra. Por ende, las sales disueltas poseen valores más bajos que lo reportado en la zona norte. En gran parte las estaciones de monitoreo presentan promedios y extremos que sobre pasan la norma NCh1333 como se observa en la figura 13. La concentración de fierro y manganeso cumple con los estándares de calidad en casi todas las estaciones, aunque los máximos en varios casos sobrepasan la norma. La concentración de sodio y sulfato varía muy poco; y se observa que también la mayoría de las estaciones su promedio no sobrepasa la norma aun así si existen máximos sobrepasados.

Elementos como el boro, mercurio y molibdeno exceden los máximos en casi todas las estaciones, pero debido a las limitaciones de medición el valor real no es conocido y no se muestra en la figura 13.



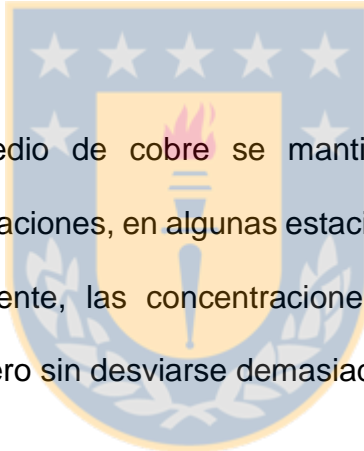
**Figura 13 Compuestos que exceden la concentración máxima permitida por NCh1333 para la cuenca del Choapa. (a) Fierro (b) Manganeso (c) Sodio y (d) sulfato.**

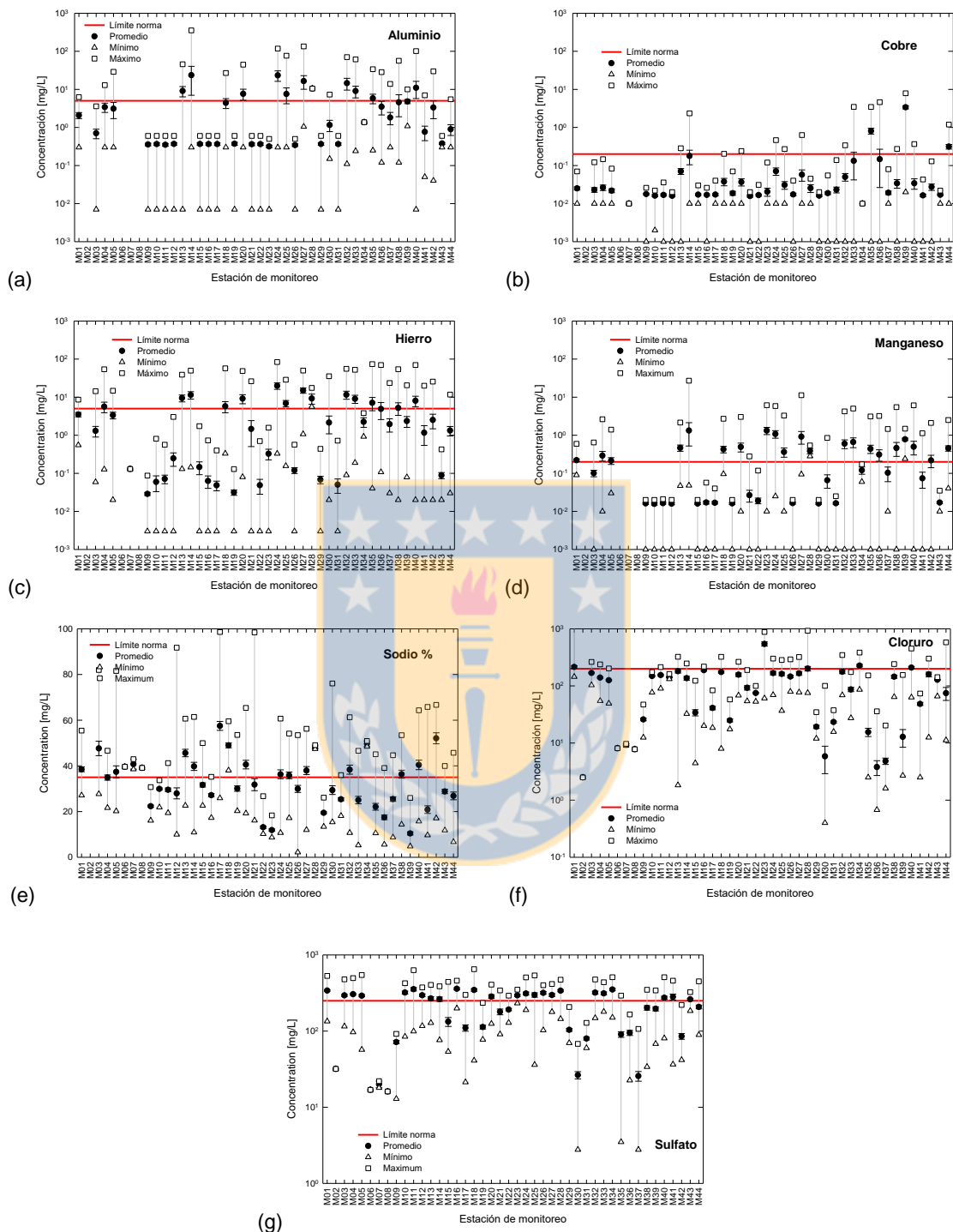
**Fuente: Elaboración propia**

La cuenca del río Maipo nace de la cordillera de los Andes, esta cuenca presenta altas concentraciones de sulfato, calcio y manganeso. Los problemas con el exceso de sulfato generan conflicto con los límites para utilizarse para riego. Se ha propuesto que el exceso de sulfato proviene de la disolución de sedimentos y de la descarga de materiales fibrosos provenientes de la industria papelera (González,

1992). La figura 14 muestra que no solo el sulfato no cumple con la NCh1333, sino que también elementos como el aluminio, boro, cadmio, cloruro, cobre, hierro, manganeso, mercurio, molibdeno y sodio. Tal como en la cuenca del Choapa elementos como el boro, cadmio, mercurio y molibdeno no cumplen con la norma, pero por limitaciones de medición y el valor exacto no es reportado. La concentración de sulfato promedio excede virtualmente en todas las estaciones, aunque levemente sobre la norma. La concentración de aluminio, hierro y manganeso excede los límites máximos en aproximadamente la mitad de las estaciones de monitoreo.

La concentración promedio de cobre se mantiene debajo de la norma en virtualmente todas las estaciones, en algunas estaciones se observa que se excede sobre la norma. Finalmente, las concentraciones de sodio y cloruro fluctúan alrededor de la norma, pero sin desviarse demasiado a valores sobre ella.





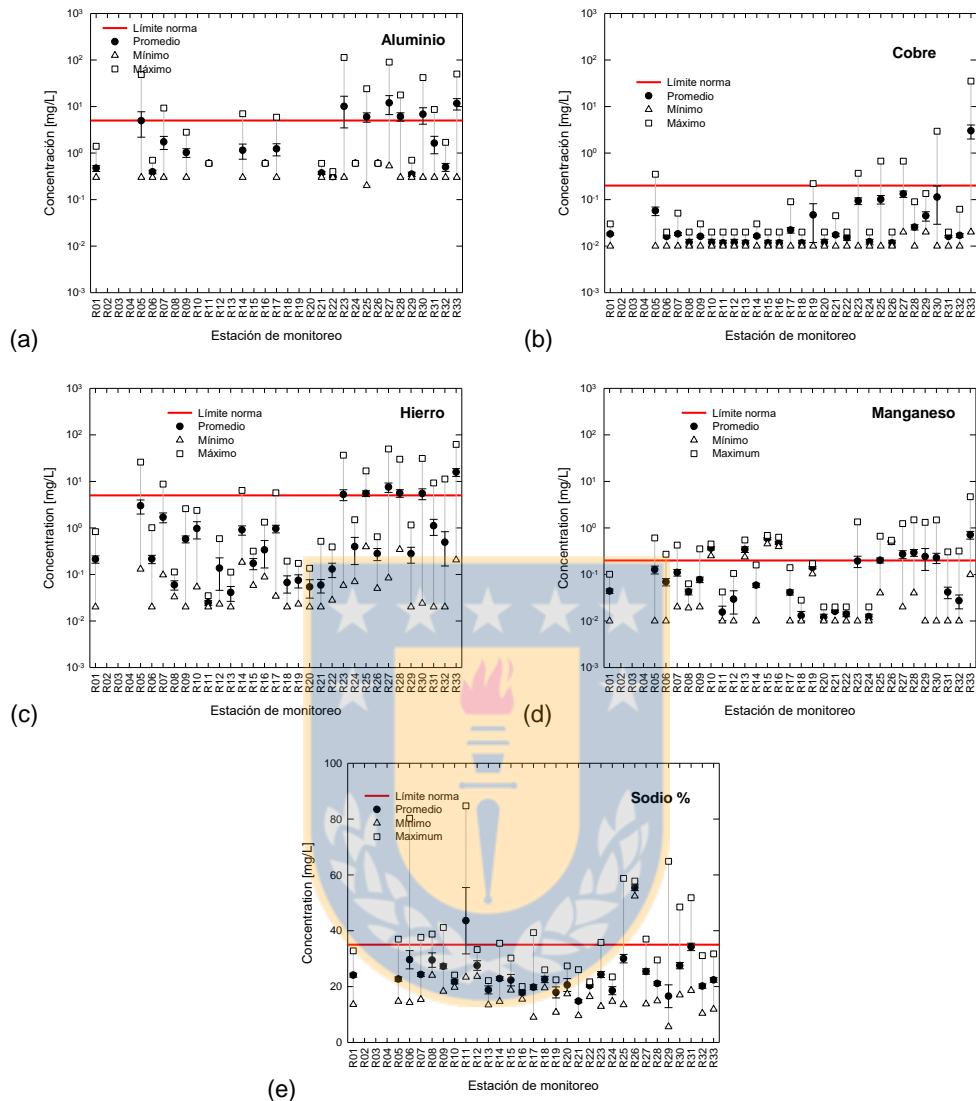
**Figura 14** Compuestos que exceden la concentración máxima permitida por NCh1333 para la cuenca del Maipo. (a) Aluminio (b) cobre (c) Hierro (d) Manganeso (e) Sodio (f) cloro y (g) sulfato.

Fuente: Elaboración propia

La cuenca del río Rapel en general es buena, aunque en las zonas de mayor altitud (río Coya) se observa una alta concentración de metales procedente de la actividad de la minera de Codelco El Teniente y de la lixiviación natural del cordón metalogénico que se extiende a través del área. Los desechos y relaves de la minería también son una fuente de contaminación.

El análisis efectuado en la cuenca del Rapel releva que 9 de las 13 estaciones no cumple con la calidad requerida para agua de riego. Los elementos y compuestos encontrados que exceden la norma son el aluminio, boro, cadmio, cobre, hierro, manganeso, mercurio, molibdeno y sodio. De estos, al igual que en las cuencas anteriores, el boro, cadmio, mercurio, molibdeno están sobrepasados, pero sin saber su valor real debido a las limitaciones de las mediciones efectuadas.

La figura 15 muestra los promedios y concentraciones extremas de los elementos y componentes que sobrepasan la norma permitida por la NCh1333 y que pueden ser medibles.



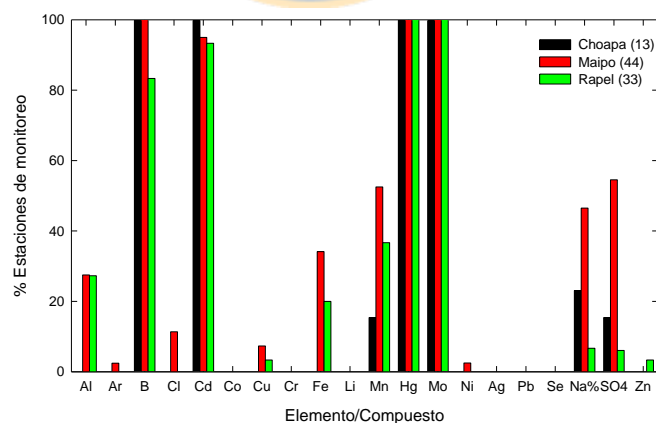
**Figura 15 Compuestos que exceden la concentración máxima permitida por NCh1333 para la cuenca del Rapel. (a) Aluminio (b) cobre (c) Hierro (d) Manganeso (e) Sodio.**

Fuente: Elaboración propia

Recopilando todos los resultados, la figura 16 muestra la fracción de estaciones de monitoreo en las tres cuencas estudiadas en donde los elementos y compuestos no cumplen con la NCh1333. La tabla 6 muestra el porcentaje de estaciones en las tres

cuencas en la cual los estándares no se cumplen. Boro, cadmio mercurio y molibdeno excede el máximo de concentraciones en todas las estaciones del Choapa, un 90% de las estaciones del Maipo y un 70% de las del Rapel. Acorde a la tabla 6, estos 4 elementos son los más contaminantes de las tres cuencas examinadas en este estudio. Se observa además en la figura 18 que en la cuenca del Maipo contiene excesos de sulfato > manganeso > sodio > hierro > aluminio en un número significativo de estaciones de monitoreo, desde 50% (sulfato) a 20% (aluminio).

La tabla 6 muestra también que Mn y sulfato excede la norma en más de un 30 % para todas las estaciones de monitoreo en las tres cuencas analizadas. Estos resultados son consistentes con los de (Pizarro et al. 2010) que encontró que los contaminantes más frecuentes en los ríos de Chile son el mercurio, selenio, arsénico, cadmio, molibdeno, zinc, níquel y en casos específicos cobre.



**Figura 16 Porcentaje de estaciones de monitoreo medidas para cada cuenca en donde los elementos y compuestos químicos exceden los estándares de calidad de agua para riego NCh1333**

Fuente: Elaboración propia

**Tabla 6 Porcentaje de las estaciones de monitoreo totales que exceden los estándares de calidad de agua para riego NCh1333**

Elemento/ Compuesto	B	Cd	Hg	Mo	Mn	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Na%	Fe	Al	Cl	Cu
% Estaciones	94	95	100	100	39	31	29	23	22	5	4

Fuente: Elaboración propia

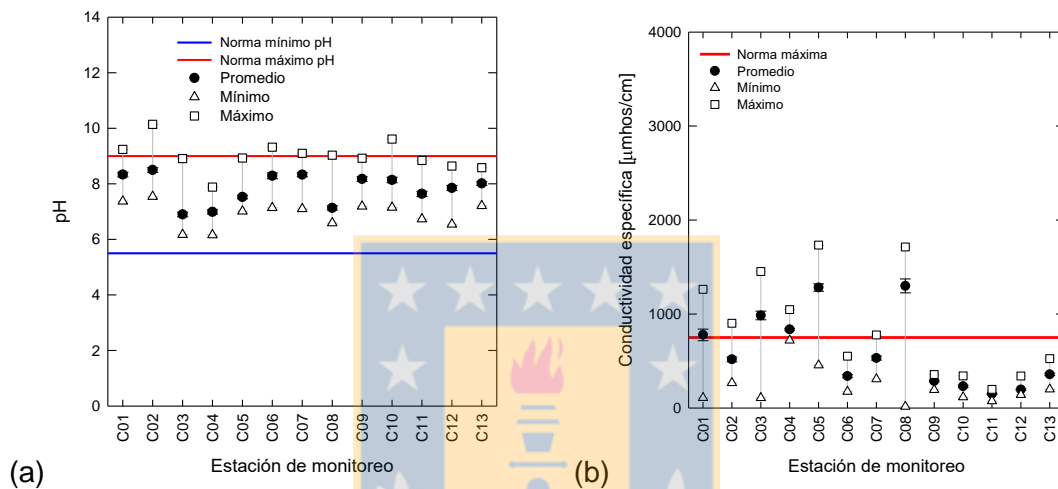
### pH y conductividad eléctrica

La salinidad, medida como conductividad eléctrica (CE), y el pH fueron analizadas para las tres cuencas. El pH se consideró según la norma NCh1333 entre 5.5 a 9.0 mientras que la conductividad el máximo permitido es de 750  $\mu$ mhos/cm, donde no se observan efectos nocivos a los cultivos.

Para la cuenca del Choapa los resultados son mostrados en la figura 17 y se observa que los valores están dentro de los rangos permitidos por la NCh1333. Sin embargo, la figura también muestra que en la mayoría de las estaciones existen eventos relacionados a la presencia de calcio y carbonatos debido a la alcalinidad natural de los suelos involucrados, la cual elevan el pH sobre los valores permitidos.

Los resultados muestran que el pH promedio incrementa río abajo según los resultados de (Oyarzun et al. 2007). pH también incrementa debido al proceso de evaporación que favorece la concentración de carbonato en el suelo. La alcalinidad del agua promueve la retención de metales pesado a los sedimentos finos del río (Parra et al., 2011). El agua del río Choapa muestra solidos disueltos y

conductividad eléctrica menor a los reportados en el norte árido. Valores típicos de CE en la cuenca del Choapa están por debajo de los  $2000 \mu\text{mhos}/\text{cm}^{-1}$  (UChile-SAG, 2005) aunque muy espaciado y temporalmente variable. Los resultados indican que la CE sobrepasa la norma en 5 estaciones.



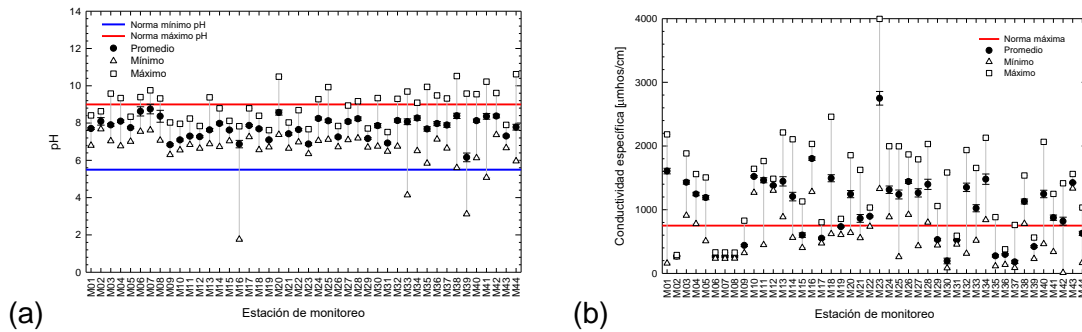
**Figura 17 (a) pH y (b) conductividad de la cuenca del Choapa**

Fuente: Elaboración propia

La data resumida para la cuenca del Maipo en la figura 18 muestra que el pH tiende a valores alcalinos. En 24 estaciones el pH excedía ocasionalmente los máximos permitidos indicados por la NCh1333, llegando a valores 11 y en el otro extremo se ha reportado valores que llegan a pH 2, una situación resultante de la presencia de manantiales termales y el drenaje ácido proveniente de las operaciones mineras.

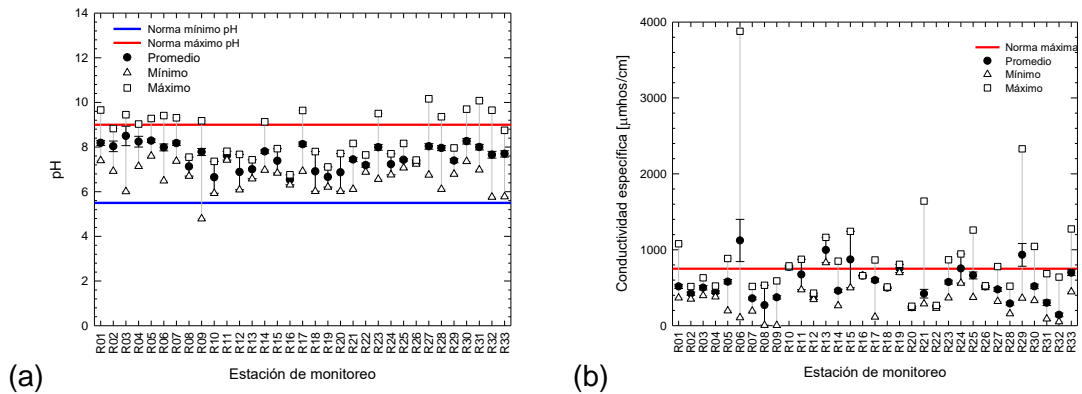
En relación con la CE se observa que la cuenca del Maipo excede los límites permitidos en virtualmente todas las estaciones con un valor promedio de 1500

$\mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$  y con valores máximos por sobre las  $1500 \mu\text{mhos}/\text{cm}^{-1}$  en varias estaciones.



**Figura 18 (a) pH y (b) conductividad de la cuenca del Maipo**  
 Fuente: Elaboración propia

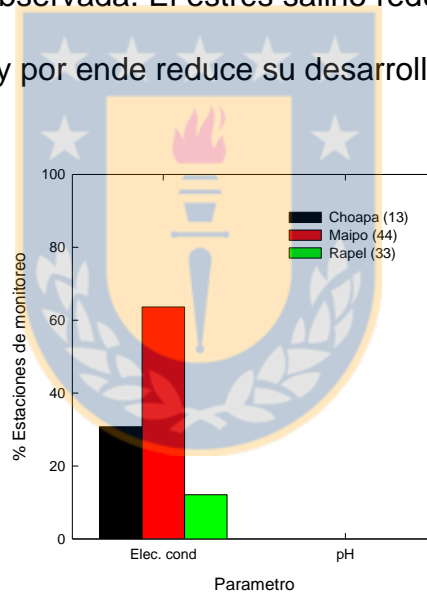
La cuenca del Rapel presenta aguas levemente alcalinas con promedios dentro de los límites permitidos, aunque algunas estaciones sobrepasan la norma NCh1333. También se puede observar en la figura 19 la CE promedio esta debajo de los límites máximos permitidos en casi todas las estaciones de monitoreo. Solo 4 de las 33 estaciones el promedio excede a la norma y en algunos casos los máximos puntuales sobrepasan la norma.



**Figura 19 (a) pH y (b) conductividad de la cuenca del Rapel**  
 Fuente: Elaboración propia

Los resultados sugieren que las aguas de las cuencas del Choapa y el Rapel son aceptables para el riego con respecto al pH y la salinidad. En el caso de la cuenca del río Maipo es aceptable al pH pero definitivamente no para la CE que es muy alta en algunas áreas. La figura 20 muestra que los porcentajes de las estaciones que no cumplen con los máximos de CE estipulados por la norma.

Más de un 60% de las estaciones del Maipo exceden la regulación. La alta concentración de sales en la cuenca del Maipo tiene un impacto en la alta conductividad eléctrica observada. El estrés salino reduce la actividad fotosintética de los cultivos agrícolas y por ende reduce su desarrollo, germinación y brote.



**Figura 20 Porcentaje de estaciones de monitoreo por cuenca en donde la conductividad y el pH excede los estándares de riego NCh1333.**

Fuente: Elaboración propia

## 6.2 Calidad de agua de riego

Como se observa en la sección anterior, las aguas de riego contienen una gran cantidad de sales disueltas, cuya composición y concentración varía acorde a la fuente y tiempo del año. En tiempo de extensas sequías, es necesario entender y explicar el origen de estas sequías y de la baja calidad de la poca agua que aún está disponible, especialmente en las regiones del norte de Chile.

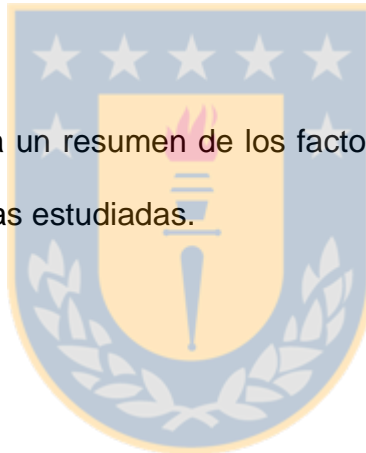
La respuesta no es sencilla debido a que el origen de la contaminación proviene de múltiples factores. En esta sección se trata de explicar los factores naturales y antropogénicos que causan la baja calidad de aguas para riego en las cuencas del Choapa, Maipo y Rapel. Luego los impactos toxicológicos en las plantaciones resultante del exceso de químicos son analizados.

### **Factores naturales y antropogénicos**

Factores naturales son generados por la heterogeneidad y variabilidad de la composición de los suelos y subsuelos en todo el país. Por ejemplo, los suelos compuestos de rocas que tienen aluminio y calcio, que elevan el pH, y otras sales que se concentran por la rápida evaporación del agua debido a las altas temperaturas típicas del norte de Chile. La lixiviación natural es otro importante factor en la generación de sales que son arrastrados a los cuerpos de agua y por ende afectan a la calidad de estos. También se debe mencionar la contribución de materiales sulfurados y rocas calcáreas provenientes de volcanes y de manantiales.

Factores antropogénicos tienen su origen en la industria minera, agricultura y ganadería y las actividades domésticas. En el ámbito industrial, la alteración de suelos es apreciable debido a la mezcla con lixiviados generados por la actividad minera en la precordillera, que genera un arrastre de lixiviación y disolución del cobre, hierro, sulfato y otros residuos de la minería y otras industrias. En el sector agrícola-agrónomo se observan desechos líquidos, así como la contaminación difusa por parte del ganado y agroquímicos en la práctica agrícola. En el ámbito doméstico lo más relevante es la contaminación difusa de aguas residuales en alcantarillado.

En la tabla 7 se presenta un resumen de los factores que afectan a la calidad de agua para las tres cuencas estudiadas.



**Tabla 7 Factores naturales y antropogénicos que afectan negativamente a la calidad de agua de riego.**

Cuenca	Factores naturales	Factores antropogénicos
<b>Choapa</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Litología de la cuenca compuesta de sedimentos de roca volcánica que tiene aluminio y calcio que elevan el pH en algunas zonas.</li> <li>• Altas temperaturas en el norte del país que causan alta tasa de evaporación a cuerpos de agua y por ende alta concentración de sales.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Contaminación difusa de alcantarillado</li> <li>• Actividad agricultura</li> <li>• Descarga de RILES industriales y mineros</li> <li>• Concentración de minerales por extracción de agua (Cadeldepe-DGA(a), 2004)</li> <li>• Descarga difusiva de fertilizante y pesticidas</li> <li>• Contaminación por ganadería</li> </ul>
<b>Maipo</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Presencia de rocas carbonatadas con <math>MgSO_4</math> en río Colorado.</li> <li>• Disolución por lixiviación de cobre y hierro por nieve. (Cadeldepe-DGA(b), 2004)</li> <li>• Arrastre de arcillas generando complejos en soluciones</li> <li>• Presencia de sulfuros en el río Maipo Las melosas por el volcán Maipo.</li> <li>• Presencia de sales disueltas por la erosión en el río Yeso que esta debajo de la isoterma cero.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Actividad minera en la región metropolitana que concentra caolín, calcita (2 millones ton/año) y yeso (SERNAGEOMIN, 2017)</li> <li>• Sobrepoblación, 40% de la población de Chile vive en la cuenca del río Maipo y en consecuencia contaminación por alcantarillado y desechos.</li> <li>• Contaminación difusa por ganado en verano</li> </ul>

		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Descarga de RILES por industrias agrónomas, papel y metalurgia.</li> </ul>
<b>Rapel</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lixiviación de arrecifes minerales superficial y subterránea que contienen arcillas generando soluciones complejas (Cadeldepe-DGA(c), 2004).</li> <li>• Litografía de la región O'Higgins, que es mayormente compuesta de rocas calcárea.</li> <li>• Presencia de sulfuro debido a la actividad de los volcanes Tinguiririca y el Palomo.</li> <li>• Recarga del rio Claro por los desniveles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Procesamiento de agua en actividad minera</li> <li>• Drenaje minero acido</li> <li>• Las actividades mineras procesan el agua.</li> <li>• Drenaje de agua de mina</li> <li>• Drenaje difuso de relaves mineros.</li> <li>• Contaminación difusa por aguas residuales</li> <li>• Lixiviación de vertederos de desechos mineros.</li> <li>• Contaminación difusa por actividad industrial.</li> <li>• Aplicación de fertilizantes y pesticidas.</li> <li>• Contaminación difusa por el ganado.</li> </ul>

Fuente: Elaboración propia

## Toxicidad

Existe una concordancia que el principal efecto negativo que produce la salinidad en los cultivos es osmótico. La alta concentración de sales en las soluciones de suelos significa que los cultivos tienen que consumir y generar energía extra para poder adsorber el agua del suelo. Este efecto es similar al que produce el estrés hídrico, el cual los cultivos sufren por la falta de agua en suelos comparada a la demanda normal para su desarrollo.

El estrés hídrico causa varios efectos negativos:

- Inhibición del crecimiento de planta
- Malformación de hoja
- Coloración café y amarilla
- Clorosis
- Necrosis
- Crecimiento de hongos
- Marchita
- Inhibición de la germinación
- Crecimiento de tubos de polen

Todos estos efectos significan pérdidas para la agricultura. Los cultivos de agricultura también tienen efectos negativos en presencia de metales (en especial metales pesados) que son contaminantes ambientales severos, cuya toxicidad es un problema creciente por razones ambientales, nutricionales, ecológicas y

evolutiva. Para metales pesados, se hace referencia cualquier elemento metálico que tenga una densidad relativamente alta y sea toxico o venenoso incluso a baja concentraciones (Lenntech, 2004). Metales pesados, que incluyen plomo, cadmio, níquel, cobalto, hierro, zinc, cromo, arsénico, plata y elementos del grupo platino (Nagajyoti et al., 2010).

La tabla 8 muestra un análisis del origen de la toxicidad para cultivos que generan los elementos y compuestos que están sobre la norma NCh1333. En la tabla 8 se presenta un resumen de la toxicidad para los cultivos de cada uno de los elementos y compuestos que están en exceso en cada una de las tres cuencas estudiadas.



**Tabla 8 Origen y toxicidad de elementos que excede la norma NCh1333 para calidad de agua para riego.**

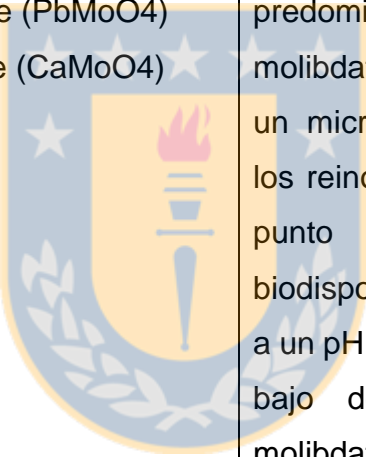
<b>Elemento /Compuesto</b>	<b>Especies presentes en agua de riego</b>	<b>Toxicidad en cultivos</b>
<b>Aluminio</b>	$Al^{3+}$ $Al(OH)^{2+}$ $Al(OH)_2^+$ $Al(OH)_4^-$ $AlO_4Al_{12}(OH)_{24}(H_2O)_{12}^{7+}$ $Al(SO_4)^+$ $Al(SO_4)_2^-$ $AlF$ $AlF^{2+}$ $AlF_2^+$	<p>En los suelos ácidos, especialmente en aquellos cuyo pH es menor a 4,5, el aluminio se solubiliza y se convierte en su catión trivalente <math>Al^{3+}</math>, que en alta cantidad es tóxico para las plantas (Mossor-Pietraszewska, 2001). Un síntoma visible de la toxicidad por Al, es la inhibición del crecimiento de raíces y brotes. Las raíces se vuelven ineficientes en la absorción de nutrientes y agua (Chang et al., 1999; Thornton et al., 1986). Sin embargo, el estudio presentado muestra que los suelos de las zonas son de carácter neutro básico por lo que la presencia de aluminio no debería provocar problemas y debiera ser desplazada por el calcio en el suelo.</p>
<b>Boro</b>	$Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$ $H_3BO_3$ Clays	<p>Los límites entre la deficiencia y la toxicidad del boro son muy reducidos, tanto que aplicaciones de boro pueden ser extremadamente tóxicas para algunas plantas en concentraciones que están ligeramente sobre el óptimo para otras (Gupta et al., 1985). La</p>

		<p>toxicidad del boro en las plantas se caracteriza por crecimiento lento, malformación de la hoja, colores café y amarillento, clorosis, necrosis, incremento de moho, marchites e inhibición de germinación de polen y crecimiento de tubos de polen (Nable et al., 1997). Dado que los resultados muestran que el Boro esta alrededor de 1 mg/L afecta a los cultivos semi tolerables (verduras) y sensibles (frutas) (UChile-SAG, 2005) significa que es un elemento que se debe tratar.</p>
<b>Cadmio</b>	<p><math>Cd^{2+}</math> <math>CdCl_2</math></p>	<p>Los síntomas de toxicidad de Cadmio son fácilmente identificables en las plantas, los más generales son retraso del crecimiento y la clorosis. La clorosis se puede deber a una deficiencia de Fe en conjunto con la interacción de metales tóxicos. También ocurre por una interacción directa o indirecta con el hierro foliar (Das et al., 1997). Se ha demostrado en varias especies de plantas que el <math>Cd^{+2}</math> disminuye la asimilación de carbono, produce estrés oxidativo que puede generar marchitamiento (Perfus-Barbeoch et al., 2002).</p>

<p><b>Cloruros</b></p>	<p>NaCl KCl CaCl<sub>2</sub></p>	<p>La norma de calidad de agua de la CCME indica que las plantas sensibles no deberían ser regadas con aguas que contienen &gt; 100 mg/L de cloruro (Canadian Water Quality Guidelines, 1999). Las plantas absorben el cloruro de la solución del suelo como ión Cl<sup>-</sup>. El cloruro desempeña un papel importante en algunas plantas, incluyendo en la fotosíntesis, el ajuste osmótico y la supresión de enfermedades de las plantas. Si la concentración de cloruro en las hojas excede la tolerancia del cultivo, se desarrollan síntomas de lesión, como quemadura de la hoja o secado del tejido de la hoja (Hanson et al., 2006). Además, se presenta una necrosis excesiva (tejido muerto) que suele ir acompañada de una caída temprana de la hoja o de una defoliación (Ayers &amp; Westcot, 1985).</p>
<p><b>Cobre</b></p>	<p>Chalcopyrite Chalcocite Bornite Carbonates</p>	<p>El cobre es un elemento esencial para la vida de las plantas, pero se ha detectado que concentraciones de 100 a 1000 mg/L en soluciones de nutrientes han sido encontrados tóxicas para un gran número de plantas.</p>

		<p>En concentraciones superiores a las requeridas se demostró que inhibe el crecimiento e interfiere con importantes procesos celulares como la fotosíntesis y la respiración. Las plantas que crecen en presencia de altos niveles de Cu normalmente muestran una reducción de la biomasa y síntomas cloróticos (Yruela, 2005). En las plantas, los altos niveles de cobre pueden competir con la absorción de hierro y, en ocasiones, de molibdeno o zinc (Flemming &amp; Trevors, 1989).</p>
<b>Hierro</b>	<p>Hematite (<math>\text{Fe}_2\text{O}_3</math>)  Magnetite (<math>\text{Fe}_3\text{O}_4</math>)  Limonite (<math>\text{FeO}(\text{OH})</math>)  Siderite (<math>\text{FeCO}_3</math>)  Pyrite (<math>\text{FeS}_2</math>)  Ilmenite (<math>\text{FeTiO}_3</math>)  Oxides and hydroxides</p>	<p>Una alta concentración de Hierro provoca retraso del crecimiento de las plantas; reducción en el tamaño de la hoja; profundización del color de la hoja verde (particularmente en las hojas más jóvenes); enrojecimiento de los tallos y hojas más viejas; marchitamiento de brotes; coloración amarillenta o muerta de las hojas más viejas (Snowden &amp; Wheeler, 1993). La solubilidad del <math>\text{Fe}^{3+}</math> es muy baja, se requiere que se reduzca a ión ferroso (<math>\text{Fe}^{2+}</math>) para la absorción en cultivos crops (Fageria et al., 2008). En suelos</p>

		alcalinos es baja la disponibilidad por lo que no presenta un problema.
<b>Manganeso</b>	Rhodochrosite Franklinite Psilomelane Manganite	<p>El Mn se considera menos tóxicos para las raíces en comparación con otros metales. Entre sus efectos se encuentra la reducción del número y tamaño de nódulos, germinación y crecimiento retardado, necrosis, agrietamiento en las frutas y quemaduras en la punta de la hoja (El-Jaoual &amp; Cox, 1998).</p> <p>Las concentraciones excesivas de Mn en los tejidos de las plantas pueden alterar diversos procesos, como la actividad de las enzimas, la absorción, la translocación y la utilización de otros elementos minerales (Ca, Mg, Fe y P), lo que causa un estrés oxidativo. El umbral de la toxicidad por Mn y la tolerancia a un exceso de este metal dependen en gran medida de las especies de plantas y de los cultivos que son variados dentro de una misma especie (Millaleo et al., 2010). En suelos neutros o alcalinos no presenta problemas.</p>
<b>Mercurio</b>	Cinabrium (HgS) Cordeoríte (Hg <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> S <sub>2</sub> ) Livingstonite (HgSb <sub>4</sub> S <sub>6</sub> )	El mercurio metálico y compuestos de mercurio en los suelos son fácilmente adsorbidos por las plantas y han

		<p>producido retardo en el crecimiento en ellas. Se ha observado graves pérdidas en los brotes en especies sensibles como la lechuga y zanahorias [11]. Se asocia a la alta concentración de Cloruro de Mercurio (<math>HgCl_2</math>) la reducción de la biomasa y disminución en la clorofila (Cargnelutti et al., 2006; Chen &amp; Yang, 2012).</p>
<b>Molibdeno</b>	<p>Molybdenite (<math>MoS_2</math>)  Wulfenite (<math>PbMoO_4</math>)  Powellite (<math>CaMoO_4</math>)</p> 	<p>En el suelo el molibdeno existe predominantemente en forma de molibdato de oxianión, que sirve como un micronutriente esencial en todos los reinos de la vida. En el suelo, un punto crítico se refiere a la biodisponibilidad de este que aumenta a un pH de 5.5 y decrece a un pH más bajo debido a la adsorción de molibdato al suelo oxidante (Kaiser et al., 2005). En condiciones de pH bajo a 5.5 la asimilación de molibdato es limitada, lo que da como resultado una deficiencia de molibdeno asociada con una actividad reducida de las enzimas de molibdeno y reducciones en el crecimiento y rendimiento de las plantas (Bittner, 2014). La toxicidad por molibdeno es muy poco común, y en algunos cultivos, los tejidos pueden</p>

		tener varios miles de ppm y aun así no mostrar síntomas. En pocos casos excepcionales se ha informado de la aparición de un amarillo dorado en las hojas. Aunque no es importante para los cultivos hortícolas, los animales rumiantes que consumen pastos o que se alimentan con altos niveles de molibdeno (de entre 5 y 10 ppm en el tejido) pueden enfermarse de molibdenosis; esta consiste en que el molibdeno compite con e induce la deficiencia de cobre en el interior del animal (Ruiz, 2017).
<b>Sodio</b>	Criolite Halite (NaCl) Zeolite Sodium nitrate	El sodio también puede afectar indirectamente el crecimiento de los cultivos al causar desequilibrios nutricionales y al degradar la condición física del suelo. Los niveles altos de sodio pueden causar deficiencias de calcio, potasio y magnesio, y los niveles altos de sodio en relación con las concentraciones de calcio pueden reducir severamente la velocidad a la que el agua se infiltra en el suelo (Hanson et al., 2006).
<b>Sulfato</b>	CaSO <sub>4</sub> MgSO <sub>4</sub>	El sulfato contribuye a la salinidad del agua de riego junto con Na, Ca, Mg, Cl

	$\text{Na}_2\text{SO}_4$ S (in clays)	y $\text{HCO}_3$ . Un agua de riego con niveles de sulfato entre 1.000 y 1.500 mg/l es un agua con una Conductividad Eléctrica inferior a 2.500 mmhos/cm y por lo tanto puede tener efectos adversos en muchos cultivos y necesita de métodos de manejo cuidadosos (UChile-SAG, 2005).
--	--	--

**Fuente:** Elaboración propia



### 6.3 Adsorción de Metales e Iones

En esta sección se estudió la adsorción de los iones con la ayuda de dinámica molecular computacional. Para ello se obtuvieron los perfiles de densidad parcial de los iones en la dirección  $z$   $\rho_{z,ion}$ , a partir de estos se integran para obtener la adsorción superficial de los iones sobre las superficies de caolinita como:

$$Adsorción[nm^{-2}] = \int_{z_{sup}}^{z_{hyd}} \rho_{z,ion}[nm^{-3}]dz \cong \sum_{z_{sup}}^{z_{hyd}} \rho_{z,ion}[nm^{-3}]\Delta z$$

La integral se calcula entre los límites  $z_{sup}$  que es la coordenada donde está la superficie de la caolinita hasta  $z_{hyd}$  que es la coordenada donde los iones están fuera de la capa de hidratación de la caolinita, más o menos es 0.5 nm. Como los perfiles se obtienen de manera numérica discreta la integral se calcula por medio de una sumatoria multiplicando por un  $\Delta z$  que tiene un valor de 0.01 nm.

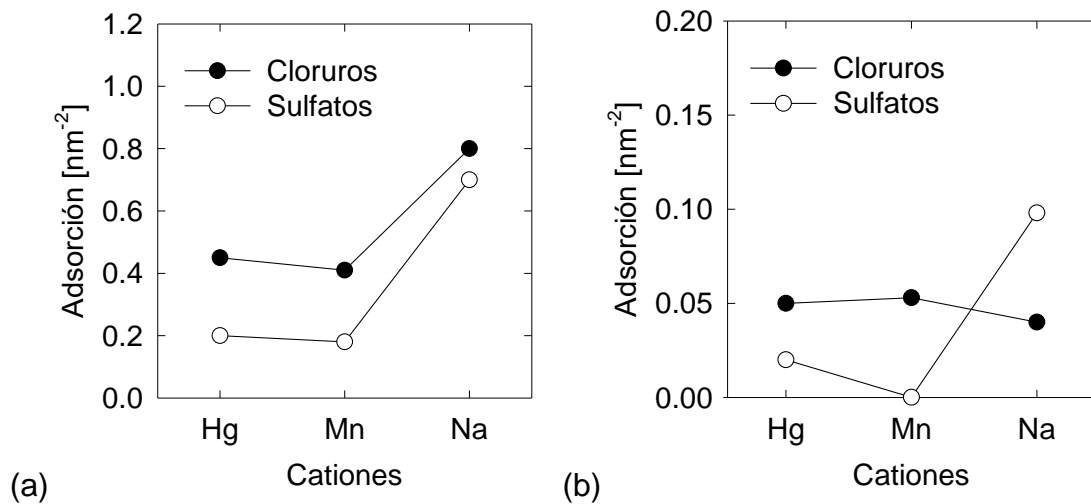
En este caso se efectuaron las siguientes simulaciones:



Los resultados para todos estos casos están graficados en la figura 21. En el caso de los cationes estos son el ion  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  y  $\text{Na}^+$ , se observa en la figura que la

mayor adsorción se produce para cationes de sodio, luego para mercurio y en similar medida manganeso. Las tendencias son similares si el anión es un cloruro o un sulfato, pero se observa que en presencia de sulfato hay menor adsorción de los iones, esto es debido a que el ion sulfato tiene una gran atracción a los cationes por lo que puede perturbar la libre adsorción de los cationes sobre la caolinita.

Por otro lado, la adsorción de los aniones a la superficie es baja según el modelo, en este caso los iones sulfato tienen baja adsorción a la superficie, en cambio los iones de cloruro se adsorben más pero aun así es baja su adsorción. Esto esta principalmente relacionado a la carga neta negativa de la caolinita, la cual genera una repulsión evidente a los aniones. Esfuerzos experimentales para medir la adsorción de metales pesados en arcillas se han efectuado, sin embargo los resultados han mostrado tendencias inconclusas (Uddin, 2017) principalmente por las concentraciones bajas de los metales pesados. Por lo que las metodologías de simulación pueden extraer resultados con menor perturbaciones sobre la adsorción de iones en superficies de arcilla.



**Figura 21 Adsorción superficial de (a) cationes y (b) aniones sobre superficie de caolinita por simulación molecular a un pH 8.**

Fuente: Elaboración propia

#### 6.4 Diseño de sedimentador

Como se presentó en la metodología los parámetros relevantes para el diseño de un sistema de tratamiento con sedimentadores rectangulares son principalmente las velocidades de sedimentación y superficial. La velocidad superficial se puede fijar operacionalmente por lo que la velocidad de sedimentación es la más limitante en el diseño.

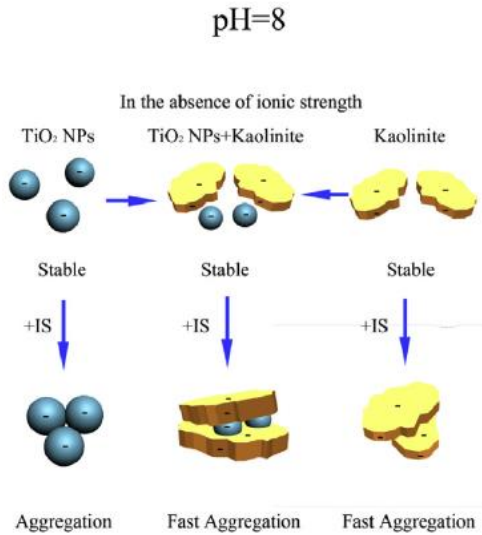
Si consideramos que las concentraciones de los metales pesados son bajas se puede considerar que la densidad  $\rho_p$  es solamente el depresante para atrapar a los contaminantes. Por lo que la densidad y la viscosidad estarán influenciados solamente por los depresantes, que en este caso serían las arcillas. En general la

densidad de las arcillas es del orden de  $2.65 \text{ g/cm}^3$ , mientras que para la viscosidad se debe considerar utilizar concentración de sólidos de 10%, por lo que la viscosidad está en un valor de 1.5 a 2.5 mPas (Robles et al., 2019).

Asimismo, el tamaño de partícula está en directa relación con el tamaño de las partículas de las arcillas. Experimentalmente se ha determinado que el tamaño promedio de la caolinita está alrededor de 30 micrones (Jeldres et al., 2017; Yahaya et al., 2017). Los sedimentadores pueden trabajar con tamaños de partícula de ese tamaño, pero aumentan mucho sus dimensiones.

Afortunadamente en trabajos experimentales existe la evidencia de que la adsorción de iones o nanopartículas genera la coagulación de las arcillas como caolinita (Landrou et al., 2018; Wang et al., 2015) tal como se esquematiza en la Fig. 22. Esto implica que es posible generar agregados de alrededor de 50-100 micrones (0.05-0.1 mm) la cual está dentro de los tamaños recomendados para el diseño de un sedimentador rectangular.

Finalmente, en la tabla 9 se colocan los valores escogidos a partir de la información recopilada para el diseño del sedimentador. En este caso se diseña para un flujo estándar de  $5000 \text{ m}^3/\text{h}$ , 2 sedimentadores en serie y utilizando caolinita como el depresante.



**Figura 22 Agregación de partículas de caolinita en presencia de nanopartículas.**

Fuente: (Wang et al., 2015)

**Tabla 9 Parámetros de estimación para el diseño de sedimentadores**

Parámetro	Estimado
$n$	2
$Q$	5000 m <sup>3</sup> /h
$\rho_p$	2.65 kg/m <sup>3</sup>
$\mu$	2.5 mPas
$d_p$	0.05 mm
$T$	4 h
$L/W$	5

Fuente: Elaboración propia

Tomando los parámetros se efectúa el diseño, los resultados están en la tabla 10 donde primero se determinó la velocidad de sedimentación luego se determinó el

área conociendo el caudal y así obteniendo  $W$  y  $L$ . Luego con el tiempo de residencia de 4 horas se determina la profundidad del sedimentador  $D$ .

Finalmente se obtiene la velocidad superficial y los números adimensionales. Se observa que se cumplen las relaciones de  $L/D$  y  $W/D$ , también los números adimensionales están dentro del rango. Sin embargo, la profundidad es un poco menor al recomendado  $> 3$  m, pero se debe a que es bajo el flujo de entrada.

**Tabla 10 Resultados del diseño de un sedimentador**

Parámetro	Valor
$v_c$	0.00107 m/s
$W$	6.34 m
$L$	31.7 m
$D$	2.07 m
$v_s$	0.00220 m/s
$N_R$	1104
$F_r$	$3.93 \cdot 10^{-7}$
$L/D$	15
$W/D$	3

Fuente: Elaboración propia

## 7 CONCLUSIONES

La calidad de agua es muy relevante para una gran variedad de aplicaciones tanto humanas como naturales por ende es de suma urgencia de conocer y proponer soluciones a corto plazo debido a la creciente escases y contaminación de este recurso. En este trabajo se dirigieron los esfuerzos a conocer la situación actual de las principales cuencas de Chile relevantes para la producción agrícola-ganadero como para el consumo humano, para luego proponer una metodología de remediación de bajo costo para que sea factible económicamente para los agricultores.

En este trabajo se analizó el periodo 2008 a 2019 de las principales cuencas de la zona centro de Chile, estas son el río Choapa, Maipo y Rapel. Estas se analizaron de acuerdo a la norma chilena NCh1333 para la calidad de agua de riego. El boro, el cadmio, el mercurio y el molibdeno superan con creces los umbrales máximos en la mayoría de las estaciones de monitoreo. La salinidad medida como conductividad, sulfato, manganeso y la relación de absorción de sodio también exceden la norma, aunque ligeramente. El pH cumple con el estándar en todas las cuencas.

El exceso de cloro, cobre, hierro, manganeso, mercurio metálico, sodio, entre otros elementos y compuestos químicos detectados en el agua para riego de las cuencas de los ríos Choapa, Maipo y Rapel, con respecto a la norma NCh1333 en el caso del riego, produce una serie de efectos negativos para los cultivos, como limitaciones al crecimiento de las plantas, produce malformación de las hojas, causa

clorosis y necrosis, aumenta la presencia de moho y marchitez, e inhibe la germinación y el crecimiento del polen, con pérdidas significativas para el sector agrícola. Aunque existen factores naturales que contribuyen a la salinidad del agua, los factores antropogénicos deben limitarse con urgencia y, mientras tanto, recurrir a medidas de mitigación, como tecnologías de tratamiento de agua para riego rentable y fácil de usar por los agricultores.

Teniendo en cuenta el levantamiento de datos respecto a los principales contaminantes se pudo efectuar estudios relacionados al potencial de utilizar depresantes como las arcillas que son de bajo costo y con una alta área superficial. Un primer enfoque fue a través de la simulación molecular en donde una superficie de caolinita está inmersa en una solución acuosa en presencia de algún contaminante, en este caso mercurio y manganeso. Los resultados muestran que existe adsorción de los metales pesados en menor medida que sodio debido a que la divalencia de estos metales pesado influye en su adsorción. También el estudio considero la presencia de cloruro y sulfato, donde se observa que el sulfato ayuda a la adsorción de sodio, pero no para mercurio y manganeso. Estos resultados muestran el potencial por medio de métodos computacionales la cuales son más controlables que los métodos experimentales.

Además, se pudo diseñar un sedimentador con parámetros de diseño estándar considerando bibliografía sobre densidad, viscosidad cuando se utiliza caolinita. Con ello se pudo diseñar un sedimentador acorde a los valores de diseño recomendados. Esta información se utilizará para llevar a cabo un estudio a escala

piloto en la continuación de esta investigación con el fin de ver la eficacia de utilizar esto de presantes para eliminar contaminantes en aguas de riego.



## 8 REFERENCIAS

- (MOP), M. de O. P. (2011). *Chile cuida su Agua. Estrategia Nacional de Recursos Hídricos 2012 - 2025*. [https://www.mop.cl/Documents/ENRH\\_2013\\_OK.pdf](https://www.mop.cl/Documents/ENRH_2013_OK.pdf)
- Aitken, D., Rivera, D., Godoy-Faúndez, A., & Holzapfel, E. (2016). Water scarcity and the impact of the mining and agricultural sectors in Chile. *Sustainability (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/su8020128>
- Anderson, J. A., Lorenz, C. D., & Travesset, A. (2008). General purpose molecular dynamics simulations fully implemented on graphics processing units. *Journal of Computational Physics*. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2008.01.047>
- Argyris, D., Cole, D. R., & Striolo, A. (2009). Dynamic behavior of interfacial water at the silica surface. *Journal of Physical Chemistry C*. <https://doi.org/10.1021/jp906150n>
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water Quality for Agriculture. FAO of the UNITED NATIONS, Rome, Italy.*
- Banco Mundial. (2011). Diagnóstico de la gestión de los recursos hídricos. Chile. In *Departamento del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible*.
- Cabot, C., Sibole, J. V., Barceló, J., & Poschenrieder, C. (2014). Lessons from crop plants struggling with salinity. *Plant Science*. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2014.04.013>
- Cadeldepe-DGA(a). (2004). *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Choapa*. <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Choapa.pdf>
- Cadeldepe-DGA(b). (2004). Cuenca del río maipo. In *Dirección General de Aguas*.
- Cadeldepe-DGA(c). (2004). *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Rapel*. <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/Rapel.pdf>
- Canadian Water Quality Guidelines. (1999). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. *Canadian Council of Ministers of the Environment*.
- Cargnelutti, D., Tabaldi, L. A., Spanevello, R. M., de Oliveira Jucoski, G., Battisti, V., Redin, M., Linares, C. E. B., Dressler, V. L., de Moraes Flores, É. M., Nicoloso, F. T., Morsch, V. M., & Schetinger, M. R. C. (2006). Mercury toxicity induces oxidative stress in growing cucumber seedlings. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.037>
- Chang, Y. C., Yamamoto, Y., & Matsumoto, H. (1999). Accumulation of aluminium in the cell wall pectin in cultured tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) cells treated with a combination of aluminium and iron. *Plant, Cell and Environment*. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00467.x>

- Chen, J., & Yang, Z. M. (2012). Mercury toxicity, molecular response and tolerance in higher plants. In *BioMetals*. <https://doi.org/10.1007/s10534-012-9560-8>
- Das, P., Samantaray, S., & Rout, G. R. (1997). Studies on cadmium toxicity in plants: A review. In *Environmental Pollution*. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00110-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00110-3)
- Douglas, G., Robb, M. ., Coad, D. ., & Ford, P. (2004). *Phosphorous in Environmental Technology - Principles and Applications*. <http://hdl.handle.net/102.100.100/184802?index=1>
- El-Jaoual, T., & Cox, D. A. (1998). Manganese toxicity in plants. *Journal of Plant Nutrition*. <https://doi.org/10.1080/01904169809365409>
- Fageria, N. K., Santos, A. B., Barbosa Filho, M. P., & Guimarães, C. M. (2008). Iron toxicity in lowland rice. In *Journal of Plant Nutrition*. <https://doi.org/10.1080/01904160802244902>
- Fernández-Villaverde, J., & Rubio-Ramírez, J. F. (2005). Estimating dynamic equilibrium economies: Linear versus nonlinear likelihood. *Journal of Applied Econometrics*. <https://doi.org/10.1002/jae.814>
- Flemming, C. A., & Trevors, J. T. (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*. <https://doi.org/10.1007/BF00228784>
- Franses, P. H. (1996). Periodicity and stochastic trends in economic time series. In *Oxford University Press*.
- Fritzmann, C., Löwenberg, J., Wintgens, T., & Melin, T. (2007). State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.12.009>
- Galleguillos, G., Oyarzún, J., Maturana, H., & Oyarzún, R. (2008). Retención de arsénico en embalses: El caso del río Elqui, Chile. *Ingeniería Hidráulica En Mexico*.
- Garay, V., & Cantallopts, J. (2015). *Mercado Internacional del Molibdeno*. [https://www.cochilco.cl/Mercado de Metales/Informe\\_Molibdeno\\_2015.pdf](https://www.cochilco.cl/Mercado%20de%20Metales/Informe_Molibdeno_2015.pdf)
- Glueckstern, P., & Priel, M. (2007). Boron removal in brackish water desalination systems. *Desalination*. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.054>
- Greberg, H., Kjellander, R., & Åkesson, T. (1996). Ion-ion correlations in electric double layers from Monte Carlo simulations and integral equation calculations. *Molecular Physics*. <https://doi.org/10.1080/00268979600100271>
- Guevara G., S., Oyarzún M., J., & Maturana C., H. (2006). Geoquímica de las aguas del Río Elqui y de sus tributarios en el período 1975-1995: Factores naturales y efecto de las explotaciones mineras en sus contenidos de Fe, Cu y As. *Agricultura Técnica*. <https://doi.org/10.4067/s0365-28072006000100007>
- Gulati, R. D., & Van Donk, E. (2002). Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication

and restoration: State-of-the-art review. *Hydrobiologia*.  
<https://doi.org/10.1023/A:1021092427559>

- Gupta, U. C., Jame, Y. W., Campbell, C. A., Leyshon, A. J., & Nicholaichuk, W. (1985). Boron toxicity and deficiency: a review. *Canadian Journal of Soil Science*.  
<https://doi.org/10.4141/cjss85-044>
- Haghseresht, F., Wang, S., & Do, D. D. (2009). A novel lanthanum-modified bentonite, Phoslock, for phosphate removal from wastewaters. *Applied Clay Science*.  
<https://doi.org/10.1016/j.clay.2009.09.009>
- Hanson, B. R., Grattan, S. R., & Fulton, R. (2006). Agricultural Salinity and Drainage. *Water Management Series*. [https://doi.org/10.1016/S0016-0032\(73\)90636-4](https://doi.org/10.1016/S0016-0032(73)90636-4)
- Hilt, S., Gross, E. M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Poltz, J., Sandrock, S., Scharf, E. M., Schneider, S., & van de Weyer, K. (2006). Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica*. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2006.06.001>
- I. Cortes, & M. Olmedo. (2011). *Apoyo al programa de vigilancia de las Normas de Calidad Secundaria. Cuenca del río Maipo*. [http://www.cenma.cl/Pagina web-LQA/6-Apoyo a la dictación de normas ambientales/INFORME\\_TECNICO\\_PP01\\_MAIPO.pdf](http://www.cenma.cl/Pagina%20web-LQA/6-Apoyo%20a%20la%20dictaci%C3%B3n%20de%20normas%20ambientales/INFORME_TECNICO_PP01_MAIPO.pdf)
- INN. (1978). NCh 1333.Of78: Requisitos de Calidad del Agua para Diferentes Usos. *Instituto Nacional de Normalización*.
- INN, (National Institute of Standardization). (1987). Norma chilena (NCh) 1333. Requisitos de calidad de agua para diferentes usos.Of78. *Norma Chilena Oficial*.
- Instituto Nacional de Estadísticas. (2007). VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal. *Informe Metodológico*.
- Jeldres, R. I., Piceros, E. C., Leiva, W. H., Toledo, P. G., & Herrera, N. (2017). Viscoelasticity and yielding properties of flocculated kaolinite sediments in saline water. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*.  
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2017.07.006>
- Karnib, M., Kabbani, A., Holail, H., & Olama, Z. (2014). Heavy metals removal using activated carbon, silica and silica activated carbon composite. *Energy Procedia*.  
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.06.014>
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., & Zhu, Y. G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.056>
- Kremleva, A., Krüger, S., & Rösch, N. (2011). Uranyl adsorption at (010) edge surfaces of kaolinite: A density functional study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*.  
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.10.019>

- Kroutil, O., Chval, Z., Skelton, A. A., & Předota, M. (2015). Computer simulations of quartz (101)-water interface over a range of pH values. *Journal of Physical Chemistry C*. <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.5b00096>
- Lamz-Piedra, A., & González, M. (2013). LA SALINIDAD COMO PROBLEMA EN LA AGRICULTURA: LA MEJORA VEGETAL UNA SOLUCIÓN INMEDIATA Review Salinity as a problem in agriculture: plant breeding an immediate solution. *Cultivos Tropicales*.
- Landrou, G., Brumaud, C., & Habert, G. (2018). Influence of magnesium on deflocculated kaolinite suspension: Mechanism and kinetic control. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2017.12.040>
- Lenntech. (2004). Lenntech Water Treatment and Air Purification. *Water Treatment*.
- Lürling, M., & Oosterhout, F. Van. (2013). Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.019>
- Macchiagodena, M., Pagliai, M., & Procacci, P. (2020). *Inhibition of the Main Protease 3CL-pro of the Coronavirus Disease 19 via Structure-Based Ligand Design and Molecular Modeling*.
- Millaleo, R., Reyes-Díaz, M., Ivanov, A. G., Mora, M. L., & Alberdi, M. (2010). Manganese as essential and toxic element for plants: Transport, accumulation and resistance mechanisms. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. <https://doi.org/10.4067/s0718-95162010000200008>
- Mossor-Pietraszewska, T. (2001). Effect of aluminium on plant growth and metabolism. In *Acta Biochimica Polonica*. [https://doi.org/10.18388/abp.2001\\_3902](https://doi.org/10.18388/abp.2001_3902)
- Nable, R. O., Bañuelos, G. S., & Paull, J. G. (1997). Boron toxicity. *Plant and Soil*. [https://doi.org/10.5005/jp/books/11878\\_49](https://doi.org/10.5005/jp/books/11878_49)
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., & Sreekanth, T. V. M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. In *Environmental Chemistry Letters*. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Noyma, N. P., de Magalhães, L., Furtado, L. L., Mucci, M., van Oosterhout, F., Huszar, V. L. M., Marinho, M. M., & Lürling, M. (2016). Controlling cyanobacterial blooms through effective flocculation and sedimentation with combined use of flocculants and phosphorus adsorbing natural soil and modified clay. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.057>
- Oliver, M. A., & Gregory, P. J. (2015). Soil, food security and human health: A review. *European Journal of Soil Science*. <https://doi.org/10.1111/ejss.12216>
- Orrego, J. P. (2002). *El Estado de las Aguas Terrestres en Chile: Cursos y Aguas*

*Subterráneas*. <https://www.terram.cl/wp-content/uploads/2016/08/rpp12-Estado-de-las-aguas-terrestres-en-Chile-Cursos-y-aguas-subterraneas.pdf>

- Panagiotopoulos, A. Z. (2000). Monte Carlo methods for phase equilibria of fluids. *Journal of Physics Condensed Matter*. <https://doi.org/10.1088/0953-8984/12/3/201>
- Parra, A., Oyarzún, J., Maturana, H., Kretschmer, N., Meza, F., & Oyarzún, R. (2011). Natural factors and mining activity bearings on the water quality of the Choapa basin, North Central Chile: Insights on the role of mafic volcanic rocks in the buffering of the acid drainage process. *Environmental Monitoring and Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1814-8>
- Perfus-Barbeoch, L., Leonhardt, N., Vavasseur, A., & Forestier, C. (2002). Heavy metal toxicity: Cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status. *Plant Journal*. <https://doi.org/10.1046/j.1365-313X.2002.01442.x>
- Quezada, G. R., Rozas, R. E., & Toledo, P. G. (2017). Molecular Dynamics Simulations of Quartz (101)-Water and Corundum (001)-Water Interfaces: Effect of Surface Charge and Ions on Cation Adsorption, Water Orientation, and Surface Charge Reversal. *Journal of Physical Chemistry C*, 121(45). <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.7b08836>
- Quezada, G. R., Rozas, R. E., & Toledo, P. G. (2019). Ab Initio Calculations of Partial Charges at Kaolinite Edge Sites and Molecular Dynamics Simulations of Cation Adsorption in Saline Solutions at and above the pH of Zero Charge. *Journal of Physical Chemistry C*, 123(37). <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.9b05339>
- Robb, M., Greenop, B., Goss, Z., Douglas, G., & Adeney, J. (2003). Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: Preliminary findings. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1023/A:1025478618611>
- Robles, P., Piceros, E., Leiva, W. H., Valenzuela, J., Toro, N., & Jeldres, R. I. (2019). Analysis of sodium polyacrylate as a rheological modifier for kaolin suspensions in seawater. *Applied Clay Science*. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.105328>
- Ross, G., Haghseresht, F., & Cloete, T. E. (2008). The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay. *Harmful Algae*. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2007.12.007>
- Rubio, D. I. C., Calderón, R. A. M., Gualtero, A. P., Acosta, D. R., & Rojas, I. J. S. (2015). Treatments for Removal of Heavy Metals Commonly Found in Industrial Wastewater. A Review. *Revista Ingeniería y Región*.
- Sánchez, R., Guerra, L., & Scherger, M. (2016). *Evaluación de las áreas bajo riego afectadas por salinidad y/o sodicidad en Argentina* (E. INTA (ed.); Primera Ed). [https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta\\_h\\_ascasubi-estimacion-areas-salinas-argentina\\_2016.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_h_ascasubi-estimacion-areas-salinas-argentina_2016.pdf)
- Sengco, M. R., & Anderson, D. M. (2004). Controlling harmful algal blooms through clay

- flocculation. *Journal of Eukaryotic Microbiology*. <https://doi.org/10.1111/j.1550-7408.2004.tb00541.x>
- SERNAGEOMIN. (2017). Anuario de la Minería de Chile 2016. In *Servicio Nacional de Geología y Minería*. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.01.024>
- Serrano, J. G., & Corzo Hernández, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. In *Universidad Politécnica de Cataluña*.
- Skúlason, E., Karlberg, G. S., Rossmeisl, J., Bligaard, T., Greeley, J., Jónsson, H., & Nørskov, J. K. (2007). Density functional theory calculations for the hydrogen evolution reaction in an electrochemical double layer on the Pt(111) electrode. *Physical Chemistry Chemical Physics*. <https://doi.org/10.1039/b700099e>
- Snowden, R. E. D., & Wheeler, B. D. (1993). Iron toxicity to fen plant species. *Journal of Ecology*. <https://doi.org/10.2307/2261222>
- Sridhara Chary, N., Kamala, C. T., & Samuel Suman Raj, D. (2008). Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.04.013>
- Stoermer, M. (2020). Homology Models of Coronavirus 2019-nCoV 3CLpro Protease. *ChemRxiv*. <https://doi.org/10.26434/CHEMRXIV.11637294.V3>
- Thornton, F. C., Schaedle, M., & Raynal, D. J. (1986). Effect of aluminum on the growth of sugar maple in solution culture. *Canadian Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1139/x86-159>
- UChile-SAG. (2005). *Criterios de calidad de aguas o efluentes tratados para uso en riego*. <https://research.csiro.au/gestionrapel/wp-content/uploads/sites/79/2016/11/Criterios-de-calidad-de-aguas-o-efluentes-tratados-para-uso-en-riego-2005.pdf>
- Uddin, M. K. (2017). A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. In *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.029>
- Valdés-Pineda, R., Pizarro, R., García-Chevesich, P., Valdés, J. B., Olivares, C., Vera, M., Balocchi, F., Pérez, F., Vallejos, C., Fuentes, R., Abarza, A., & Helwig, B. (2014). Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.016>
- Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. In *Water (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Wang, H., Dong, Y., nan, Zhu, M., Li, X., Keller, A. A., Wang, T., & Li, F. (2015). Heteroaggregation of engineered nanoparticles and kaolin clays in aqueous environments. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.023>

- Welch, E. B., & Cooke, G. D. (2005). Internal phosphorus loading in shallow lakes: Importance and control. *Lake and Reservoir Management*. <https://doi.org/10.1080/07438140509354430>
- Wichelns, D., & Qadir, M. (2015). Achieving sustainable irrigation requires effective management of salts, soil salinity, and shallow groundwater. *Agricultural Water Management*. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.08.016>
- Yahaya, S., Jikan, S. S., Badarulzaman, N. A., & Adamu, A. D. (2017). Chemical Composition and Particle Size Analysis of Kaolin. *Path of Science*, 3(10), 1001–1004. <https://doi.org/10.22178/pos.27-1>
- Yang, Y. N., Sheng, Q., Zhang, L., Kang, H. Q., & Liu, Y. (2015). Desalination of saline farmland drainage water through wetland plants. *Agricultural Water Management*. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.03.001>
- Yocum, D. (2006). Manual de Diseño : Humedal Construido para el Tratamiento de las Aguas Grises por Biofiltración. *Universidad De California*.
- Yruela, I. (2005). Copper in plants. In *Brazilian Journal of Plant Physiology*. <https://doi.org/10.1590/s1677-04202005000100012>
- Zewail, T. M., & Yousef, N. S. (2015). Kinetic study of heavy metal ions removal by ion exchange in batch conical air spouted bed. *Alexandria Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2014.11.008>
- Zhang, X., Yang, G., Liu, Y., Yu, W., Pan, K., Li, R., & Zhu, M. (2006). Induction of programmed cell death in aging *Prorocentrum donghaiense* cells as was evidenced preliminarily by the identification of associated transcripts. *Acta Biologica Hungarica*. <https://doi.org/10.1556/ABiol.57.2006.4.9>
- Zietzschmann, F., Stützer, C., & Jekel, M. (2016). Granular activated carbon adsorption of organic micro-pollutants in drinking water and treated wastewater - Aligning breakthrough curves and capacities. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.056>

## 9 ANEXOS

### Estaciones de Monitoreo Analizadas

**Tabla SM-1**

Coordenadas de las estaciones de monitoreo de la Cuenca del río Choapa

Estaciones ID	Latitud	Longitud	Altitud msnm	Período	
	S	W		Inicio	final
C01	31° 39' 53"	71° 15' 17"	239	2008	2018
C02	31° 41' 17"	71° 15' 57"	244	2008	2018
C03	31° 44' 49"	71° 09' 39"	299	2008	2018
C04	31° 45' 12"	71° 03' 27"	391	2008	2018
C05	31° 36' 00"	71° 09' 00"	432	2008	2018
C06	31° 48' 42"	70° 55' 49"	551	2008	2018
C07	31° 29' 40"	71° 32' 13"	641	2008	2018
C08	31° 25' 34"	71° 00' 40"	845	2008	2018
C09	31° 43' 46"	70° 52' 34"	968	2008	2018
C10	31° 58' 00"	70° 35' 40"	1203	2008	2018
C11	31° 30' 25"	70° 48' 45"	1225	2008	2018
C12	31° 41' 45"	70° 42' 57"	1484	2008	2018
C13	31° 49' 00"	70° 36' 00"	1831	2008	2018

**Tabla SM-2**

Coordenadas de las estaciones de monitoreo en la cuenca del río Maipo

<b>Estación</b>	<b>Latitud</b>	<b>Longitud</b>	<b>Altitud</b>	<b>Período</b>	
<b>ID</b>	<b>S</b>	<b>W</b>	<b>msnm</b>	<b>Inicio</b>	<b>final</b>
M01	33° 39' 41"	71° 20' 14"	93	2008	2018
M02	33° 24' 00"	71° 09' 00"	265	2008	2015
M03	33° 40' 40"	70° 58' 21"	291	2008	2018
M04	33° 43' 32"	70° 54' 58"	305	2008	2018
M05	33° 48' 40"	70° 53' 01"	339	2008	2018
M06	33° 50' 36"	70° 54' 46"	345	2008	2009
M07	33° 50' 53"	70° 53' 29"	347	2008	2009
M08	33° 49' 30"	70° 55' 51"	349	2008	2009
M09	33° 53' 48"	70° 44' 02"	409	2008	2018
M10	33° 35' 16"	70° 50' 26"	411	2008	2018
M11	33° 48' 01"	70° 39' 19"	413	2008	2018
M12	33° 34' 03"	70° 49' 10"	435	2008	2018
M13	33° 29' 46"	70° 49' 00"	436	2008	2018
M14	33° 26' 00"	70° 49' 00"	456	2008	2018
M15	33° 22' 13"	70° 50' 49"	462	2008	2018
M16	33° 28' 27"	70° 46' 10"	474	2008	2018
M17	33° 21' 33"	70° 45' 46"	475	2008	2018
M18	33° 26' 00"	70° 50' 00"	479	2008	2018

M19	33° 16' 28"	70° 52' 14"	485	2008	2018
M20	33° 28' 45"	70° 43' 34"	496	2008	2018
M21	33° 16' 44"	70° 42' 07"	516	2008	2018
M22	33° 27' 43"	70° 39' 31"	533	2008	2018
M23	33° 22' 28"	70° 42' 03"	551	2008	2013
M24	33° 39' 00"	70° 39' 00"	585	2008	2018
M25	33° 38' 36"	70° 37' 39"	600	2008	2018
M26	33° 34' 04"	70° 37' 26"	623	2008	2017
M27	33° 24' 45"	70° 36' 17"	626	2008	2018
M28	33° 38' 17"	70° 37' 26"	633	2015	2018
M29	33° 24' 26"	70° 35' 16"	658	2008	2018
M30	33° 10' 00"	70° 40' 00"	734	2008	2018
M31	33° 22' 38"	70° 31' 16"	796	2008	2018
M32	33° 35' 38"	70° 22' 45"	912	2008	2018
M33	33° 35' 15"	70° 22' 01"	948	2008	2018
M34	33° 37' 41"	70° 21' 04"	954	2015	2018
M35	33° 22' 13"	70° 27' 03"	1002	2008	2018
M36	33° 19' 32"	70° 27' 22"	1100	2008	2018
M37	33° 22' 24"	70° 23' 46"	1147	2008	2018
M38	33° 00' 00"	71° 00' 00"	1154	2008	2018
M39	33° 20' 29"	70° 21' 49"	1348	2008	2018

M40	33° 50' 53"	70° 11' 46"	1462	2008	2018
M41	33° 47' 11"	70° 12' 42"	1474	2008	2018
M42	33° 29' 16"	70° 08' 12"	1610	2008	2018
M43	33° 31' 25"	70° 18' 58"	1902	2008	2018
M44	33° 20' 00"	70° 23' 00"	1909	2008	2018

---



**Tabla SM-3**

Coordenadas de las estaciones de monitoreo de la Cuenca del río Rapel

<b>Estación</b>	<b>Latitud</b>	<b>Longitud</b>	<b>Altitud</b>	<b>Período</b>	
<b>ID</b>	<b>S</b>	<b>W</b>	<b>msnm</b>	<b>Inicio</b>	<b>final</b>
R01	33° 57' 00"	71° 50' 00"	28	2008	2016
R02	34° 02' 00"	71° 35' 00"	80	2008	2009
R03	34° 07' 56"	71° 24' 26"	95	2008	2009
R04	34° 10' 33"	71° 28' 25"	95	2008	2009
R05	34° 16' 23"	71° 22' 18"	112	2008	2018
R06	34° 04' 00"	71° 14' 00"	124	2008	2018
R07	34° 29' 32"	71° 22' 23"	126	2008	2018
R08	34° 30' 44"	71° 19' 46"	134	2016	2018
R09	34° 34' 00"	71° 22' 00"	144	2008	2018
R10	34° 36' 36"	71° 22' 17"	157	2016	2018
R11	34° 26' 22"	71° 09' 60"	175	2016	2018
R12	34° 39' 12"	71° 17' 10"	178	2016	2018
R13	34° 25' 37"	71° 09' 22"	179	2016	2018
R14	34° 26' 00"	71° 11' 00"	185	2008	2018
R15	34° 26' 18"	71° 07' 37"	191	2016	2018
R16	34° 27' 14"	71° 06' 27"	193	2016	2018
R17	34° 22' 56"	71° 05' 59"	197	2008	2018
R18	34° 45' 20"	71° 11' 56"	216	2016	2018

R19	34° 18' 52"	71° 08' 01"	226	2016	2018
R20	34° 25' 04"	70° 51' 48"	306	2016	2018
R21	34° 43' 51"	70° 58' 43"	333	2008	2018
R22	34° 29' 51"	70° 51' 57"	345	2008	2012
R23	34° 14' 00"	70° 57' 00"	345	2008	2018
R24	34° 11' 58"	74° 45' 02"	434	2016	2018
R25	34° 11' 03"	70° 50' 37"	442	2008	2018
R26	34° 27' 07"	71° 11' 33"	537	2016	2018
R27	34° 12' 00"	70° 44' 00"	545	2008	2018
R28	34° 43' 07"	70° 49' 36"	574	2008	2018
R29	34° 14' 02"	70° 41' 03"	610	2008	2013
R30	34° 14' 02"	70° 41' 03"	610	2008	2018
R31	34° 51' 00"	70° 57' 00"	664	2008	2018
R32	34° 29' 32"	70° 42' 10"	798	2008	2018
R33	34° 12' 00"	70° 32' 00"	872	2008	2018

