

# **SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**

## **XXVI CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**

### **ACTUALIZACIÓN DE MODELOS WEAP-MODFLOW CON MABIA (MODELACIÓN AGRONÓMICA) Y SWI2 (MODELACIÓN DE INTRUSIÓN SALINA) EN EL CONTEXTO DE PROCESOS *ROBUST DECISION MAKING***

**DAVID POBLETE L.<sup>1</sup>  
SEBASTIÁN VICUÑA D.<sup>2</sup>**

#### **RESUMEN**

Los cambios en el clima y en el uso del suelo, el desarrollo de las actividades humanas y la gestión del agua, todas ellas contribuyen a profundas incertidumbres que definen el nivel de seguridad hídrica. Estas incertidumbres son aún mayores en cuencas costeras donde el ciclo hidrológico interactúa con procesos biofísicos, como la intrusión salina, y sociales como el turismo de temporada. Por ejemplo, en Ligua y Petorca, cuencas situadas en la región semiárida costera de Chile central, la agricultura es el principal usuario de agua y su suministro, que es principalmente subterráneo, ha afectado caudales de desembocadura en el humedal costero de Pullally. En otras como la del Quilimarí, el creciente uso del agua para el turismo contrasta con pequeñas comunidades con pozos poco profundos que se han vuelto salobres debido a la intrusión salina.

El concepto de Toma de Decisiones Robustas o *Robust Decision Making* (RDM) se ha utilizado para la identificación de estrategias que puedan funcionar bien bajo incertidumbres profundas, a lo largo de varios futuros posibles. Este resumen presenta las herramientas desarrolladas, modificaciones y mejoras para llevar a cabo los primeros pasos de un proceso RDM en las cuencas de Ligua, Petorca y Quilimarí. Se modificaron los modelos WEAP-MODFLOW, a los que se les incluyó módulos MABIA para modelación agronómica y SWI2 para evaluar intrusión salina y contaminación local de pozos. Junto con la información de más de 2500 pozos de extracción, esquemas detallados de riego y suministro de agua potable por diferentes fuentes y costes, las herramientas permiten la representación de *trade-offs* clave relacionados con los objetivos de los recursos hídricos, como la producción agrícola y la creación de empleo frente al agua potable para las comunidades rurales y los indicadores medioambientales, mostrando un escenario complejo asociado a posibles reducciones de las precipitaciones y al aumento de la demanda de agua para uso doméstico y turístico.

---

<sup>1</sup> Profesor Adjunto, Escuela de Ingeniería Civil, Universidad de Valparaíso - email: david.poblete@uv.cl

<sup>2</sup> Profesor Asociado, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile - email: svicuna@ing.puc.cl

## 1. INTRODUCCIÓN

Cambios en el clima, en el uso de suelo y en el desarrollo de actividades humanas, el manejo de los recursos hídricos, entre otros, constituyen y contribuyen a las llamadas incertidumbres profundas que influyen sobre el nivel de Seguridad Hídrica (Ocampo-Melgar et al., 2016). Estas incertidumbres profundas aumentan en cuencas costeras donde además el ciclo hidrológico interactúa con procesos biofísicos como la intrusión salina y actividades humanas, como la extracción de agua para bebida y saneamiento y la protección de humedales costeros amenazados.

Para establecer medidas de adaptación robustas al largo plazo, es necesario identificar y consensuar las diferentes visiones sobre prioridades en adaptación y las vulnerabilidades existentes y futuras de los sistemas hídricos, considerando las incertidumbres profundas que existen en torno a la gestión y disponibilidad de recursos hídricos. Para esto, se utilizan métodos de Toma de Decisiones Bajo Incertidumbres Profundas o DMDU por sus siglas en inglés (Kwakkel et al., 2016; Marchau et al., 2019) para analizar vulnerabilidades y opciones de respuesta y apoyar procesos de toma de decisión complejos en torno a procesos de planeación y gobernanza. El concepto de RDM (Lempert et al., 2003), siglas para el definir el término de Toma de Decisiones Robustas (*Robust Decision Making*) ha sido usado en la identificación de estrategias que puedan funcionar “bien” bajo diferentes posibles futuros. Una de las capacidades y fortalezas del RDM, es su capacidad de ayudar en la toma informada de decisiones sin necesariamente necesitar proyecciones precisas acerca del estado futuro de un sistema. Se basa más en la robustez del sistema que en lograr su estado óptimo y por lo mismo, el término “bien” se relaciona con el adecuado funcionamiento del sistema en la mayor cantidad de posibles futuros donde se busca que el sistema sea relativamente insensible a todas o a la mayoría de las incertidumbres evaluadas (Groves & Lempert, 2007; Lempert et al., 2003).

Este tipo de metodología requiere de modelos que generen y simulen distintos escenarios en base a las distintas incertidumbres detectadas. Propuestas metodológicas similares usan modelos sobre simplificadas de sistemas altamente complejos o en contextos muy distintos a los del semi-árido chileno (Haasnoot et al., 2013; Kwakkel et al., 2015). En el trabajo de Verbist et al. (2020) se trabajó en la cuenca del río Limarí en la Región de Coquimbo para analizar estrategias relacionadas al uso de agua de los embalses para la agricultura. Se utilizó el modelo WEAP (Water Evaluation And Planning system; Yates et al., 2005), modelo que permite modelar usos y políticas con respecto al agua, el que ha sido usado en varias cuencas y zonas de California y de Chile (Vicuña et al., 2010), y últimamente en los Planes Estratégicos de Gestión Hídrica (PEGHs) impulsados por la DGA (Dirección General de Aguas, 2020).

Actualmente existe información y capacidad de los modelos para modelar más variables relevantes para los distintos *stakeholders* y que permitirían generar políticas más robustas de adaptación ante los cambios e incertidumbres presentes y futuras. El caso más claro es el uso de las aguas subterráneas, las que no han sido exploradas en otros trabajos con la profundidad que lo requiere para el correcto análisis de los usos del agua en cuencas costeras del semi-árido chileno. En Verbist et al. (2020) el modelo WEAP desarrollado no contemplaba la modelación detallada de la interacción aguas superficiales-subterráneas ni extracciones desde

pozos agrícolas ni de consumo humano, y en los modelos desarrollados para los PEGH, tampoco se incluyó la interacción aguas continentales-cuña salina ni los efectos directos en humedales costeros. Los indicadores para el análisis de vulnerabilidad se han asociado principalmente a variables hidroclimáticas pero poco se ha profundizado con respecto a variables más complejas como lo pueden ser impactos en empleo agrícola, agua potable no generada o pérdida de acumulación en humedales costeros, lo que representa una brecha en la literatura.

En este contexto surgen con especial interés las cuencas costeras ubicadas en la región semiárida de Chile, zona de transición entre las regiones de Valparaíso y Coquimbo. En esta zona del país se encuentra una gran y creciente población ubicada en zonas costeras y un desarrollo agrícola que se ha intensificado en las últimas décadas junto a la presencia de vegetación y ecosistemas de alto valor ecológico (Dirección General de Aguas, 2020). Específicamente, las cuencas de los ríos Ligua, Petorca y Quilimarí, localizadas en la región semi-árida costera de Chile contienen elementos de interés para su estudio, considerando diversos estresores como el clima, la actividad humana y ecosistemas especiales.

Como en muchas cuencas de Chile central, en estas cuencas la agricultura es el principal usuario de agua y su abastecimiento es principalmente subterráneo, lo que se ha visto acrecentado dada la extensa sequía que aqueja a la zona y que ha generado la casi completa desaparición superficial de los ríos, sobre todo en su zona intermedia. Por otro lado, la demanda por agua potable ha aumentado de la mano del crecimiento de urbanizaciones formales e informales, las que en general se ven abastecidas por camiones aljibes, lo que aumenta considerablemente en verano con la llegada turistas. Esto se suma a los problemas en pozos noria cerca de la costa, los cuales están extrayendo agua salobre debido a intrusión salina y a contaminación local debido al bombeo de agua con mayores concentraciones de sal. Adicionalmente, los humedales costeros como los de Salinas de Pullally (Ligua-Petorca), Pichicuy (Estero Huaquén) y Quilimarí (Quilimarí) están en constante presión debido al aumento de proyectos inmobiliarios y tomas ilegales y la disminución de los flujos superficiales hacia ellos, con el consiguiente impacto en biodiversidad.

Con el objetivo de realizar un amplio conjunto de pruebas de estrés en las cuencas y capturar de mejor manera el impacto de las alternativas de acción y el clima en las cuencas, a partir de los modelos entregados en los PEGH (Dirección General de Aguas, 2020), en diversos proyectos de investigación y consultoría se han realizado modificaciones a los modelos existentes, de manera de implementar estrategias robustas de adaptación usando la metodología RDM para evaluar como impactos socio-ecológicos y distintas incertidumbres afectan las demandas y necesidades de los *stakeholders*.

Este trabajo tiene como principal objetivo el describir las principales modificaciones realizadas a los modelos WEAP de las cuencas de los ríos Ligua, Petorca y Quilimarí para implementar procesos RDM.

## **2. NECESIDADES DE MODELACIÓN EN BASE A LA MATRIZ DAMI**

Como suele ser el caso durante la etapa de formulación de un análisis RDM, se utiliza el marco de referencia de las matrices DAMI o XLRM por sus siglas en inglés (Lempert et al.,

2003). En este marco, la categoría “Incertidumbres” (I) representa factores exógenos sobre los cuales los planificadores no tienen influencia ni control, como por ejemplo el crecimiento de la demanda de agua en el futuro o el impacto que el cambio climático puede generar sobre la cantidad de agua disponible y la productividad de diferentes cultivos, derivados de cambios en variables hidrometeorológicas y en los patrones de evapotranspiración en las cuencas. La categoría “Acciones” (A) describe las alternativas obtenidas de revisión bibliográfica, de proyectos de inversión o propuestos por diversos actores en talleres participativos con el objetivo de la conservación de los recursos hídricos y su distribución justa. Algunas acciones pueden ser modeladas, como son proyectos de infraestructura, tecnificación de sectores de riego, instalación de plantas desaladoras, desarrollo de proyectos de pozos comunitarios para extracción y conducción de agua para APRs, reuso y gestión de las aguas tratadas, etc. La categoría “Desempeños” (D) describe los indicadores cuantitativos que se usan para estimar el estado de las cuencas y cuantificar el efecto de las acciones propuestas bajo diversos escenarios dados por las Incertidumbres. La última categoría corresponde a los “Modelos” (M) usados para simular el estado de las cuencas en base a las Acciones (que deben ser modelables), las Incertidumbres y los Desempeños.

Muchas de las Acciones y Desempeños fueron obtenidas luego de una serie de talleres participativos con diversos *stakeholders*, llevados a cabo entre los años 2021 y 2023 en distintas localidades urbanas y rurales de las cuencas de Ligua, Petorca y Quilimarí. Los Desempeños se muestran en la Tabla 1 y se clasificaron en (i) Condiciones hidrológicas de las cuencas, (ii) Desempeño del sector Agua Potable y (iii) Desempeños del sector agrícola, donde cada grupo presenta sus propios indicadores y métricas cuantitativas.

*Tabla 1. Matriz DAMI del contexto de decisión*

<b>Desempeños (D)</b>	<b>Unidad de medida</b>
<b>Condiciones hidrológicas</b>	
Caudal	m <sup>3</sup> /s
Volumen almacenado en SHACs	m <sup>3</sup>
Ubicación de la cuña salina	
<b>Desempeño agua potable</b>	
Fuente de suministro	% de abastecimiento por camiones aljibes, pozos propios, otras fuentes
Falla en suministro	Número de semanas con falla en el abastecimiento de cada APR
Demanda insatisfecha de la población	m <sup>3</sup> /semana/APR
Costo de abastecimiento (desde distintas fuentes)	\$/APR (en base a % de abastecimiento y costos por fuente)
<b>Desempeño agrícola</b>	
Demanda insatisfecha de los cultivos	m <sup>3</sup> /semana/cultivo
Fuente de abastecimiento	% de abastecimiento por distintas fuentes
Rendimiento y producción	ton/ha/año/cultivo
Impacto en empleo	jornada-hombre perdida/año

Las Acciones simuladas también provienen de talleres y entrevistas, pero principalmente de las propuestas extraídas de los reportes de los PEGH (Dirección General de Aguas, 2020). Entre estas acciones, se mencionan algunas ligadas típicamente a proyectos de infraestructura como la construcción de embalses de cabecera, aporte de agua desde plantas desalinizadoras e implementación de un sistema de aducciones para las APR proveniente de pozos profundos comunitarios en cada una de las cuencas. Pero también se mencionaron otras acciones de gestión de interés ambiental, como la recarga artificial de acuíferos y la obligación de respetar caudales ecológicos en puntos de interés ecosistémico. Por último, se modeló una medida administrativa, la cual es facultad de la DGA: el prorrateo de derechos de aprovechamiento de aguas, en la cual se pueden limitar los derechos de aprovechamiento de una zona para favorecer por ejemplo, la recuperación de pozos de APRs para el consumo humano.

Con respecto a las Incertidumbres, éstas se dividieron en dos tipos: climáticas y de demanda de agua futura. Con respecto a las proyecciones climáticas, se seleccionaron 11 Modelos de Circulación General (GCM, por sus siglas en inglés) en función de su capacidad para representar adecuadamente condiciones en estas cuencas. Estos GCMs pertenecen a la Fase 6 del Proyecto de Inter-comparación de Modelos Acoplados (CMIP6), el cual se relaciona con el Sexto Informe de Evaluación (AR6, por sus siglas en inglés) del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés). Se seleccionaron 33 series de clima futuro, ya que son 3 escenarios del AR6 que se evalúan para cada uno de los modelos GCMs listados: SSP1-2.6, SSP2-4.5 y SSP5-8.5 (SSP: *Shared Socioeconomic Pathways*). Con respecto a los escenarios de demanda futuro, se plantearon los siguientes escenarios: aumento, mantención o disminución ( $\pm 15\%$ ) de la superficie agrícola con respecto al año 2020 y un crecimiento con tasa constante de la población de todas las zonas de consumo, relacionada a la demanda de agua potable, rural y urbana.

### **3. MODIFICACIONES A LOS MODELOS Y RESULTADOS PRELIMINARES**

Para representar las variables que permitirían determinar los distintos indicadores de Desempeño definidos anteriormente, fue necesario modificar los modelos originales provenientes del PEGH (Dirección General de Aguas, 2020) de manera de incorporar nuevos procesos más complejos. En este capítulo se presentan los cambios realizados a los modelos de manera de simular los procesos requeridos para cuantificar los indicadores de Desempeño que se muestran en la Tabla 1, que es además el objetivo principal del presente documento.

Para lograr una mejor representación de todo el sistema, se realizaron cuatro tipos de modificaciones, las que se presentan a continuación: (i) actualización de los usos de suelo agrícola, específicamente se generaron series de tiempo con la máxima zona regable por año; (ii) la modelación agronómica de los cultivos para representar la demanda diaria de agua por cultivo, la lámina de riego aplicada según tecnología en base a diferentes esquemas de riego y estimación de la productividad anual de los cultivos, a través del complemento interno MABIA; (iii) el mejoramiento en la modelación del abastecimiento de agua de los nodos de consumo, tanto de las APR como de los nodos agrícolas, ya sea a través de pozos propios como de otras fuentes; y (iv) la simulación de la ubicación de la interfaz salina costera (frontera entre el agua fresca y el agua salobre) usando el paquete de intrusión salina SWI2 del modelo MODFLOW.

### 3.1. Máxima superficie regable

Para representar la superficie máxima regable en cada año, se usó una metodología en base al NDVI de imágenes disponibles en Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). El NDVI se ha usado en estimaciones de rendimiento agrícola (Huang et al., 2014), en cálculos de productividad primaria bruta de pastizales (Zhou et al., 2014) y como indicador de la evolución temporal de la vegetación en general (Novillo et al., 2019). Para estimar zonas cultivables dentro del área de estudio, se utilizó un NDVI donde valores mayores a 0.4 fueron considerados como zona agrícola, mientras que valores menores se consideran como vegetación en condiciones pobres o en senescencia (Kourouma et al., 2021). Se consideró un pixel como terreno agrícola bajo riego aquellos que superan el umbral definido en cualquiera de las imágenes disponibles del área dentro del periodo analizado.

Se utilizaron mosaicos de imágenes Landsat 5, 7 y 8 y se consideraron imágenes disponibles en el periodo desde el 1 de enero al 15 de febrero para identificar áreas de cultivos regadas en meses de primavera-verano, entre los años 1997 al 2021. Para eliminar pixeles ubicado en terrenos de alta pendiente, laderas y fondos de quebrada con vegetación fotosintéticamente activa, se aplicó como máscara una capa creada con el Catastro y actualización de los recursos vegetacionales y uso de la tierra de CONAF, de la cual solo se consideró las clasificaciones “Terreno de Uso Agrícola” y “Rotación Cultivo-Pradera”. A esta capa se le agregó la información espacial de los predios de frutales de las cuencas del Catastro frutícola de ODEPA de los años 2014, 2017 y 2020. Finalmente, se realizó una revisión de las áreas seleccionadas y se agregaron o quitaron polígonos mediante fotointerpretación. A modo de resumen, en la Figura 1 se presenta el diagrama de flujo que representa los pasos anteriormente descritos.

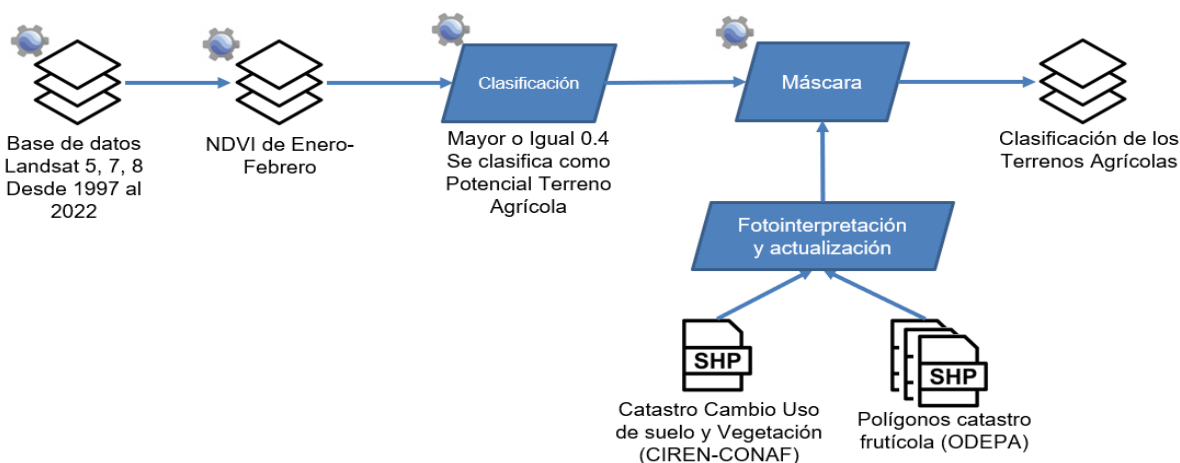


Figura 1. Diagrama de flujo de la metodología utilizada para la clasificación de terrenos de cultivos posiblemente regados en la cuenca.

### 3.2. Simulación agronómica con MABIA

Para la modelación de los nodos de demanda agrícola, se cambió la modelación simplificada de paso de tiempo semanal desde el *Soil Moisture Method* (Método de la Humedad de Suelo) al modelo agronómico MABIA (Jabloun & Sahli, 2012), de manera de representar de mejor el comportamiento de cultivos, esquemas de riego y modelación del rendimiento agrícola. Este método permite una simulación del balance hídrico de cada unidad a un paso de tiempo

diario, lo que permite una caracterización hidrológica más detallada. El algoritmo MABIA considera mejoras en la representación de las pérdidas de agua por parte de la cobertura vegetal y permite la implementación de distintas tecnologías (riego por goteo, microaspersión, riego gravitacional por surco) y esquemas de riego (frecuencia y cantidad) en función de una calendarización del riego para cada uno de los cultivos (Jabloun & Sahli, 2012).

El método MABIA permite estimar la evapotranspiración de referencia y actual y la capacidad de agua contenida en el suelo. Este método utiliza el método  $K_c$  “dual” (Allen et al., 1998), en donde el  $K_c$  está compuesto por dos componentes: coeficiente de cultivo basal ( $K_{cb}$ ) y coeficiente que representa la evaporación desde la superficie del suelo ( $K_e$ ). Se utilizó la librería de cultivos de MABIA con la base de los parámetros de los cultivos. Esta librería de cultivos proporciona el coeficiente basal de cultivo ( $K_{cb}$ ), duración de etapas fenológicas, factor de agotamiento del agua en el suelo, factor de respuesta del rendimiento al estrés hídrico ( $K_y$ ), altura máxima de la planta, profundidad máxima y mínima de las raíces de los principales cultivos que se producen en estas cuencas. Se consideró como cultivos anuales a los cereales (maíz como representación de cereales), forestales (eucalipto), forrajeras (alfalfa), hortalizas (poroto granado) y leguminosas tubérculos (papa). Para estos, se consideró un total de 264 días para la obtención de resultados de productividad anual. Por otro lado, se consideró como frutales a los cítricos (limonero), paltos y caducifolios (nogal). En el caso de los paltos y limoneros, el cultivo se divide en dos etapas, representando un crecimiento de primavera y un crecimiento de otoño. Esta decisión se debió a que el modelo no entregaba valores esperados en respuesta a estrés hídrico ya que el módulo MABIA fue desarrollado para representar cultivos anuales. Con esta conformación de dos “cultivos” en un año, se logró que los cultivos respondieran ante la situación de estrés hídrico, repercutiendo en el resultado de producción anual.

El rendimiento y producción total que puedan alcanzar los cultivos, medidos en kilogramos por hectárea al año y toneladas al año respectivamente, dependerán de diferentes factores como manejos de los cultivos, del riego y de propiedades del suelo existente. Un factor manejable es el riego, por lo que cuando las condiciones de humedad son óptimas para la planta, es decir, cuando la evapotranspiración actual es igual a la potencial, se logra el rendimiento potencial, el cual es un parámetro que se entrega por cada cultivo. En caso de que la planta recibe menos agua de la demandada, su productividad disminuye en función de la curva de estrés hídrico de cada cultivo presente en la librería MABIA. El resultado final de producción total se usa como variable *proxy* para la estimación de trabajo agrícola por temporada.

### **3.3. Extracciones subterráneas usando los pozos inscritos y sus DAA**

En la interacción entre WEAP y MODFLOW, uno de los elementos WEAP que permiten la extracción de agua subterránea son los nodos de demanda, la que se extrae desde MODFLOW en la celda especificada en el nodo respectivo. En los modelos desarrollados previamente (Dirección General de Aguas, 2020), los nodos de demanda que contienen pozos de extracción se les denominó “nodos de demanda ficticia”, ya que sirven solo para extraer agua y entregarla a los elementos de consumo real, como son los *catchments* agrícolas o los nodos de demanda por población. El consumo de estos nodos de demanda ficticia es cero y el agua que no es usada, retorna a la fuente original, como los acuíferos (Figura 2).

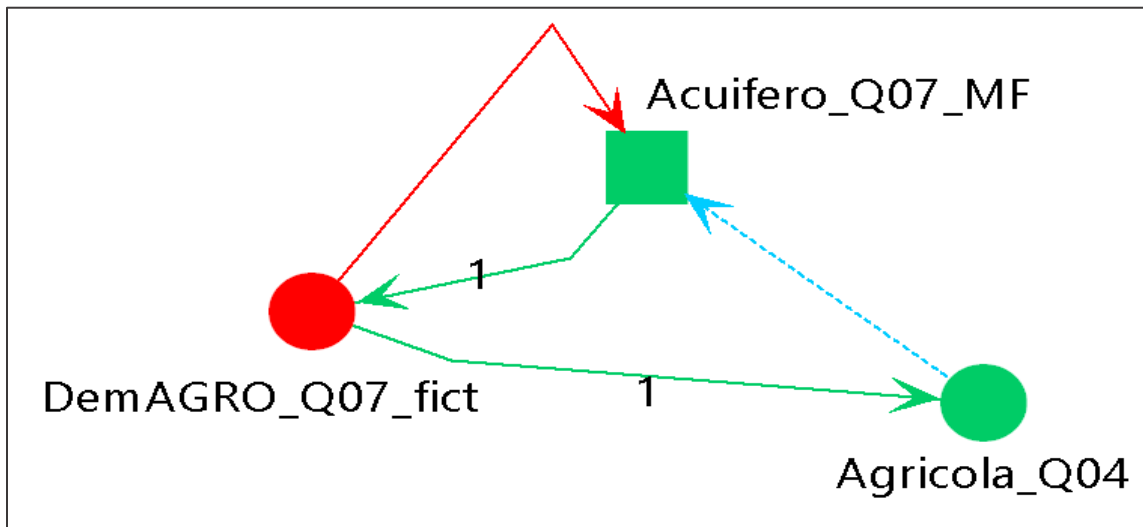


Figura 2. Esquema de representación para la extracción de agua para demanda agrícola según DAA.

Los nodos de demanda ficticia agrupan a todos los pozos de extracción con derechos de aprovechamiento de agua (DAA) por sector hidrogeológico de aprovechamiento de común (SHAC). Cada pozo extrae a partir del año en que el derecho fue otorgado por la DGA, lo que se ve reflejado en que hay momentos en que no hay pozos activos, los que se van activando con el paso del tiempo, lo que genera mayores extracciones desde cada uno de los SHAC de los modelos.

En estos nodos, se crearon nuevas pestañas para entregar información de cada pozo: el caudal del DAA, el año de inicio de operación, la profundidad del pozo, cota del pozo y nuevos factores llamados “Umbral para reducción de bombeo” y “Factor de reducción de bombeo” (Figura 3).

Data for: Reference (1980-2020) Manage Scenarios Data Expressions Report						
Water Use Pumping Loss and Reuse Cost Priority Advanced						
Anho de operacion de pozo	Caudal asociado	Cota del pozo	WD	Weekly Demand	Consumption	
Cota de la napa	Profundidad de pozo	Factor de reduccion de bombeo	Umbral para reduccion de bombeo	Col	Fila	

Figura 3. Detalle de cada pozo ubicado en cada nodo de demanda ficticia (por SHAC). En la figura se muestran las nuevas pestañas creadas para agregar los parámetros de detalle de cada pozo.

Este factor de reducción de bombeo se construye en función de cota de la napa en cada celda en cada paso de tiempo, de la cota del pozo y su profundidad. En cada paso de tiempo, se evalúa si el pozo es capaz de extraer el 100% de su derecho y en caso de que la napa esté bajo un cierto el nuevo umbral, el factor de bombeo disminuye linealmente hasta cero cuando la napa iguala la profundidad del pozo (Figura 4; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** Figura 3). Cabe mencionar que general no se obtuvo mayor información de la profundidad de la gran mayoría de los pozos, por lo que se consideró que los pozos con mayor caudal otorgado son los que tienen a su vez mayor profundidad: 10m para norias y entre 30m y 70m para pozos con mayor caudal.

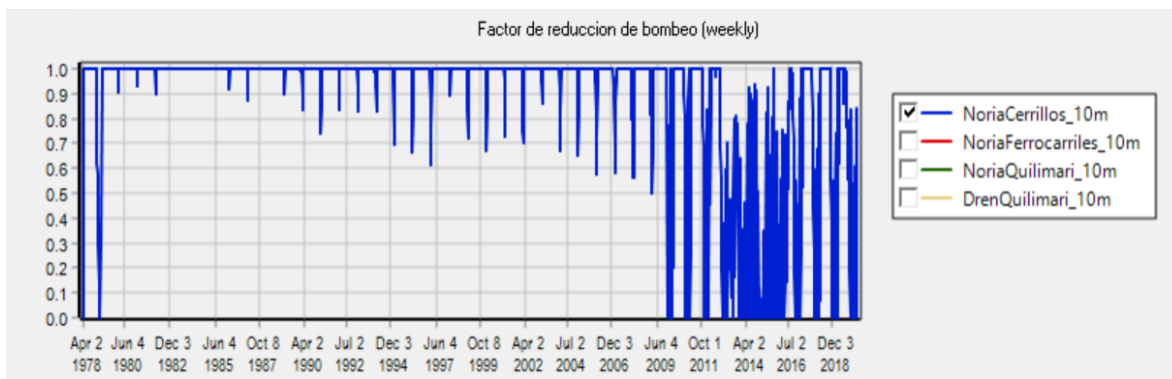


Figura 4. Serie de tiempo del factor de reducción de bombeo de los pozos asociados a APRs en la desembocadura del río Quilimari

Con respecto al abastecimiento de nodos de agua potable, estos elementos en WEAP determinan su demanda en función de la población. Pueden recibir agua desde distintas fuentes, simulando lo que ha ocurrido en los últimos años: la primera prioridad de abastecimiento son los propios pozos de las APR (nodos de demanda ficticios), mientras que cuando este abastecimiento falla (por pozos “colgados” que no pueden extraer más agua), se creó la opción de recibir agua por medio de aducciones existentes o por camiones aljibes, pero a un costo mayor, los que también están limitados por factores de abastecimiento (Figura 5). También se conectaron a estos nodos de demanda real otras fuentes, como es la posibilidad de abastecer por plantas desaladoras. Así es posible evaluar el cambio en la vulnerabilidad de estas APR si pudieran abastecerse por otros medios y costos.

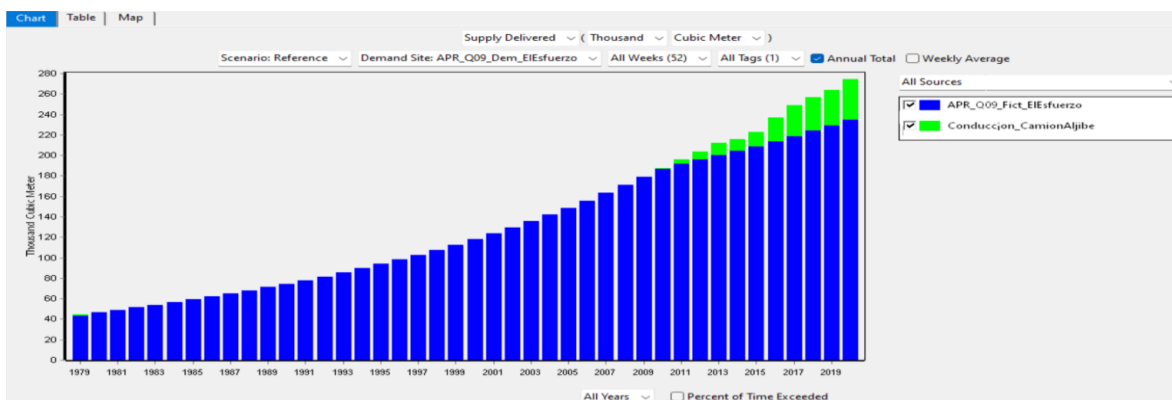


Figura 5. Abastecimiento de la APR El Esfuerzo en Quilimari en el que se muestra que a partir de 2011 el abastecimiento también incluye otras fuentes, como los camiones aljibes.

Con estas modificaciones en extracciones de pozos, más lo presentado en el acápite anterior de la modelación con MABIA, es posible obtener resultados ligados con demanda insatisfecha de las APR o del sector agrícola, usando cada una de las series de cambio climático y de cambios en población y superficie agrícola mencionadas en la matriz DAMI (Tabla 1). La Figura 6 muestra como disminuye hacia el futuro el empleo agrícola con respecto a un año base de 2020 usando la combinación NESM3/SSP5.85.

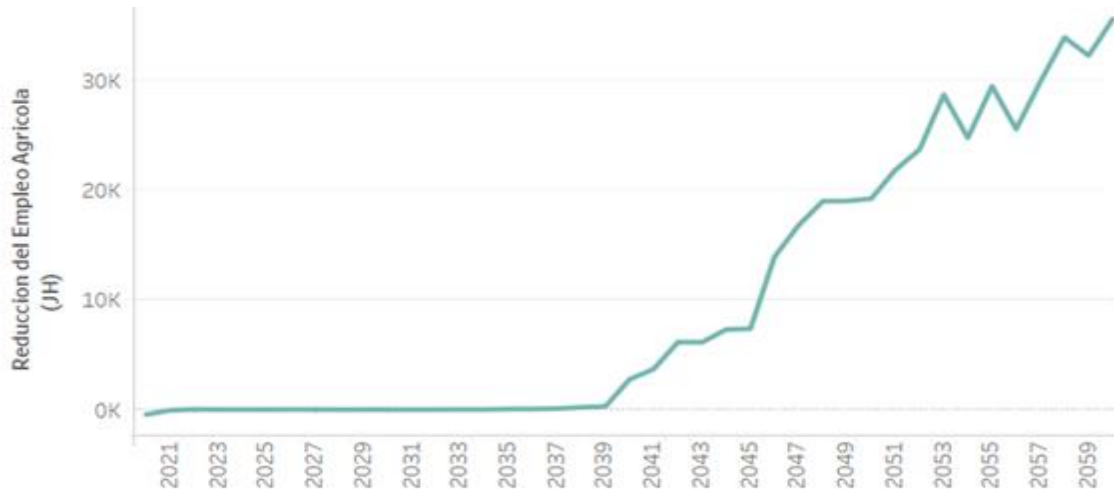


Figura 6. Reducción del empleo agrícola en base a cambios en productividad usando la combinación NESM3/SSP5.85 y sin aumentos en la superficie agrícola.

### 3.4. Modelación de la cuña salina

El módulo SWI2 esquematiza la cuña salina en base a una representación escalonada como se muestra en la Figura 7, donde la cuña salina se representa como en una proporción de agua dulce sobre la salada. Para el caso de la cuenca del río Quilimarí, se pseudo-calibró el modelo en base a información cuantitativa local suponiendo una condición de equilibrio. La zona de desembocadura del modelo desarrollado previamente se modificó su condición de borde, pasando desde una condición de borde constante (CHD) a una condición de borde general (GHB) con la incorporación de celdas en el mar. El modelo actualmente logra representar la existencia de una cuña salina que se extiende hasta 1,75 km desde la línea de costa. Los resultados de las primeras simulaciones ya mostraban la entrada de la cuña salina y ascensos locales en algunos pozos y en sectores donde la cuña está a la altura del nivel freático, la cuña desciende junto a los niveles de la napa (Figura 8).

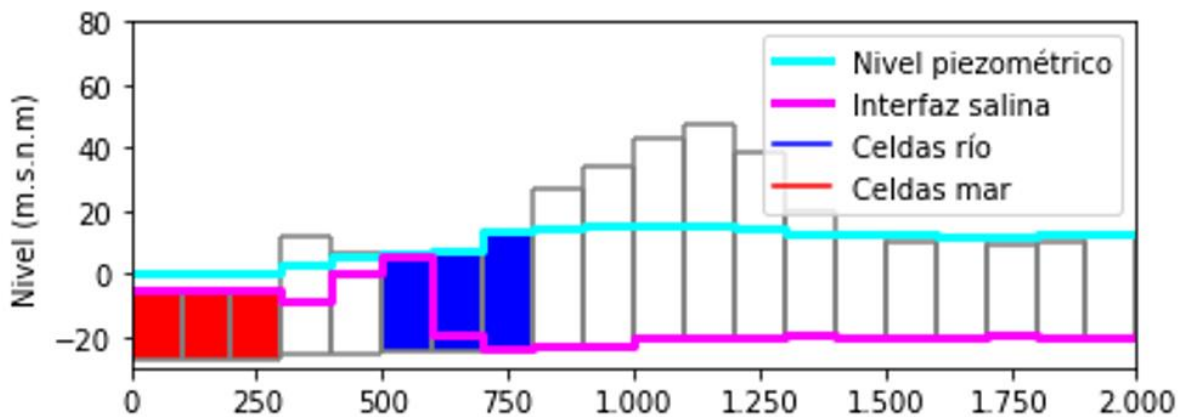


Figura 7. Esquema de la cuña salina en MODFLOW-SWI2 en la cuenca del río Quilimarí desde el mar hasta 2 km hacia el continente.

La Figura 8 presenta parte de los últimos resultados preliminares, donde la ubicación de la cuña salina se muestra en dos momentos de la simulación (1980 y 2020), observándose el

movimiento de la napa hacia el continente desde su base y con aumentos locales bajo algunos pozos de APRs. También se muestra la disminución de la napa a nivel general, mostrando también los efectos de aumentos en la superficie agrícola y la disminución de la recarga, sobre todo en la última década.

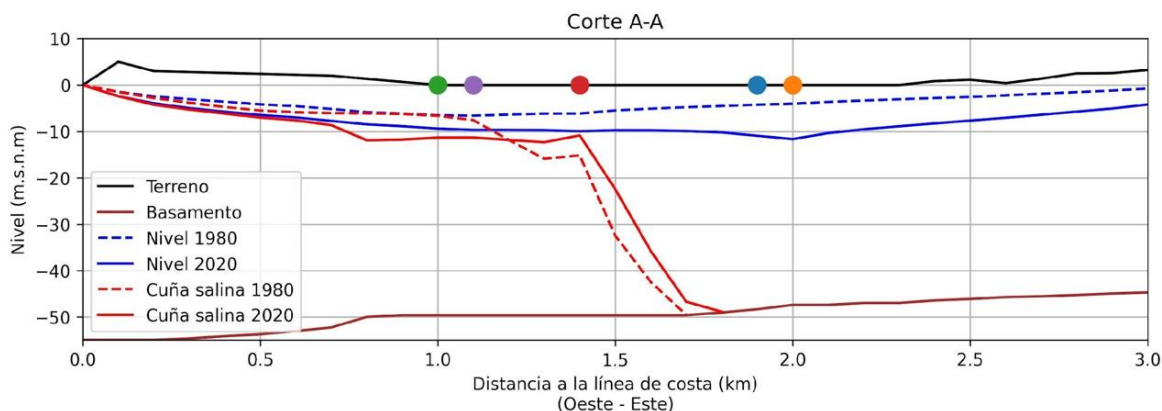


Figura 8. Simulación histórica de la posición de la cuña salina en la desembocadura del río Quilimarí.

#### 4. DISCUSIONES

En este resumen, se presentaron las principales modificaciones a dos modelos WEAP-MODFLOW de manera de simular procesos complejos que permitan analizar su vulnerabilidad y también de proponer acciones que permitan mejorar los desempeños de indicadores generados a través de procesos participativos en base a un proceso RDM.

Estas modificaciones se clasifican en cuatro grupos: (i) actualización de la superficie agrícola usando imágenes satelitales Landsat basadas en *Google Earth Engine*; (ii) uso del módulo MABIA para la modelación agronómica de los principales cultivos, lo que permite esquematizar el riego y la productividad agrícola de manera más precisa que con el módulo clásico de WEAP; (iii) nueva configuración de las extracciones subterráneas para el abastecimiento de los *catchments* agrícolas y nodos de agua potable, los que también se abastecen de camiones aljibes y otras fuentes y (iv), modelación de la intrusión salina y contaminación local de pozos usando el paquete SWI2 de MODFLOW.

Todos estos cambios permiten responder nuevas preguntas ligadas con la gestión de los recursos hídricos que han sido formuladas por los mismos *stakeholders* y por desarrolladores de proyectos de investigación para la toma de decisiones ante las incertidumbres profundas. La siguiente etapa considera la incorporación de otras fuentes de agua, como es la neblina en zonas de interés ambiental de los bosques relictos de olivillos en las zonas altas de las quebradas costeras, como el bosque del cerro Santa Inés entre las regiones de Valparaíso y Coquimbo.

#### AGRADECIMIENTOS

Se agradece el trabajo de Edmundo Molina, Hermilo Cortés, Kiara Tesen, Felipe Figueroa, Óscar Melo, Juan Pablo Herane, Francisco Meza, Katherine Duarte, Diego González, Anahí Ocampo-Melgar, Gabriela Alfaro y Sebastián Aedo en el desarrollo de los modelos presentados en este trabajo. Se agradece también el financiamiento entregado por proyectos ANID FONDECYT 1211846, ANILLO ATE 220055 y proyecto BID Implementación

*adaptativa y robusta para los Planes de Gestión de Recursos Hídricos en las cuencas de Ligua y Petorca, Región de Valparaíso, Chile.*

## REFERENCIAS

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Evapotranspiración del cultivo: guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.
- Dirección General de Aguas. (2020). *Plan estratégico de gestión hídrica en las cuencas Ligua Petorca y Quilimarí*. <https://snia.mop.gob.cl/repositoriordga/handle/20.500.13000/125659>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.06.031>
- Groves, D. G., & Lempert, R. J. (2007). A new analytic method for finding policy-relevant scenarios. *Global Environmental Change*, 17(1), 73–85. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.11.006>
- Haasnoot, M., Kwakkel, J. H., Walker, W. E., & ter Maat, J. (2013). Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. *Global Environmental Change*, 23(2), 485–498. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.006>
- Huang, J., Wang, H., Dai, Q., & Han, D. (2014). Analysis of NDVI Data for Crop Identification and Yield Estimation. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(11), 4374–4384. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2014.2334332>
- Jabloun, M., & Sahli, A. (2012). *WEAP-MABIA Tutorial, A collection of stand-alone chapters to aid in learning the WEAP-MABIA module*.
- Kwakkel, J. H., Haasnoot, M., Walker, W. E., Lourenço, C., Rovisco, A., Dessai, S., Moss, R., Petersen, A., Kwakkel, J. H., Haasnoot, M., & Walker, W. E. (2015). Developing dynamic adaptive policy pathways: a computer-assisted approach for developing adaptive strategies for a deeply uncertain world. *Climatic Change*, 132, 373–386. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1210-4>
- Kwakkel, J. H., Walker, W. E., & Haasnoot, M. (2016). Coping with the Wickedness of Public Policy Problems: Approaches for Decision Making under Deep Uncertainty. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 142(3). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000626](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000626)
- Lempert, R. J., Popper, S. W., & Bankes, S. C. (2003). *Shaping the next one hundred years: new methods for quantitative, long-term policy analysis and bibliography*. RAND.
- Marchau, V. A. W. J., Walker, W. E., Bloemen, P. J. T. M., & Popper Editors, S. W. (2019). *Decision Making under Deep Uncertainty* (1st ed.). Springer. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-05252-2>
- Kourouma, J. M., Eze, E., Negash, E., Phiri, D., Vinya, R., Girma, A., & Zenebe, A. (2021). Assessing the spatio-temporal variability of NDVI and VCI as indices of crops productivity in Ethiopia: a remote sensing approach. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 12(1), 2880–2903. <https://doi.org/10.1080/19475705.2021.1976849>
- Novillo, C., Arrogante-Funes, P., & Romero-Calcerrada, R. (2019). Recent NDVI Trends in Mainland Spain: Land-Cover and Phytoclimatic-Type Implications. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(1), 43. <https://doi.org/10.3390/ijgi8010043>
- Ocampo-Melgar, A., Vicuña, S., Gironás, J., Varady, R. G., & Scott, C. A. (2016). Scientists, Policymakers, and Stakeholders Plan for Climate Change: A Promising Approach in Chile's Maipo Basin. *Environment*, 58(5), 24–37. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1209004>
- Verbist, K. M. J., Maureira-Cortés, H., Rojas, P., & Vicuña, S. (2020). A stress test for climate change impacts on water security: A CRIDA case study. *Climate Risk Management*, 28. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2020.100222>
- Vicuña, S., Garreaud, R. D., & McPhee, J. (2010). Climate change impacts on the hydrology of a snowmelt driven basin in semiarid Chile. *Climatic Change*, 105(3–4), 469–488. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9888-4>
- Yates, D., Sieber, J., Purkey, D., & Huber-Lee, A. (2005). *21 - A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. Part I: Model Characteristics*. *Water International* 30, 487–500. 30(4), 487–500.
- Zhou, Y., Zhang, L., Xiao, J., Chen, S., Kato, T., & Zhou, G. (2014). A Comparison of Satellite-Derived Vegetation Indices for Approximating Gross Primary Productivity of Grasslands. *Rangeland Ecology & Management*, 67(1), 9–18. <https://doi.org/10.2111/REM-D-13-00059.1>