

SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA
XXVII CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA

**MODELACIÓN NUMÉRICA NO ESTACIONARIA DEL AGUA SUBTERRÁNEA
EN EL SALAR DEL HUASCO ANTE ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO**

CÉSAR GÓMEZ M.¹
HERNÁN ALCAYAGA S.²
FRANCISCO SUÁREZ P.³
JOAQUÍN ARAVENA P.⁴
CHRISTIAN GONZÁLEZ M.⁵

RESUMEN

El agua subterránea constituye la segunda fuente de agua potable más importante a nivel mundial y desempeña un rol fundamental en las regiones áridas. Sin embargo, la combinación del crecimiento poblacional, la presión por extracciones y el cambio climático está generando una presión crítica sobre los acuíferos. El Salar de Huasco, un sitio de alta importancia hidrológica en el norte de Chile se encuentra particularmente amenazado por el impacto directo de estas variaciones. Se implementó una modelación hidrodinámica no estacionaria del Salar de Huasco abarcando las estaciones Seca y Húmeda para comprender su hidrodinámica actual. Posteriormente, se simuló el comportamiento del acuífero frente a un escenario de cambio climático desfavorable (RCP 8.5). La metodología se centró en calcular un coeficiente de cambio a partir de las proyecciones climáticas para el futuro lejano (2070-2100), permitiendo identificar zonas con mayor vulnerabilidad. Los resultados del análisis, proyectados para el año 2099, confirman la alta sensibilidad del sistema. Se observó un descenso generalizado del nivel piezométrico en zonas con baja influencia de los cuerpos de agua superficiales, lo que las convierte en áreas más sensibles a la estacionalidad y a la acción de la disminución de las precipitaciones y el aumento de la evapotranspiración.

¹ Estudiante de MSc en ingeniería, Escuela de Obras Civiles, Universidad Diego Portales - email: cesar.gomez_m@mail.udp.cl

² Profesor asociado, Escuela de Obras Civiles, Universidad Diego Portales – email: hernan.alcayaga@mail.udp.cl

³ Profesor asociado, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile, – email: fsuarez@uc.cl.

⁴ Estudiante de MSc en ingeniería en Recursos hídricos, Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile – email: joaravena@uc.cl

⁵ Profesor asistente, Escuela de Obras Civiles, Universidad Diego Portales – email: christian.gonzalez@udp.cl

1. INTRODUCCIÓN

El agua subterránea (GRW, por sus siglas en inglés) se define como aquellas aguas que se encuentran almacenadas debajo del suelo, formadas principalmente de los procesos hidrológicos y atmosféricos naturales. Se almacena en grandes reservorios - o acuíferos- donde interactúa físicamente con las partículas del suelo. Las actividades humanas, como la extracción mediante bombas de pozos o la contaminación por infiltración de aguas residuales agrícolas o mineras, pueden afectar la calidad del agua en estos reservorios (Chambel, 2015; Atawneh et al., 2021). El agua subterránea representa la segunda fuente más grande de agua dulce a nivel mundial, cubriendo más de un tercio de la demanda mundial de agua potable (Li, 2016). De hecho, la GRW es aún más relevante en ciertas regiones, como las zonas áridas, donde los cuerpos de agua son escasos y las precipitaciones son limitadas (Lloyd, 1986; Wheeler et al., 2010; El Alfy, 2014; Wei et al., 2024). Se espera que, con el crecimiento de la población, la contaminación del agua superficial y la incertidumbre climática también aumente la necesidad de explotar este recurso (Swain et al., 2022). A medida que estos factores se intensifican y los eventos climáticos extremos se vuelven más frecuentes, el recurso se ve cada vez más afectado, con una preocupante disminución en los niveles de GRW (Yang et al., 2021). Esto es de especial relevancia, ya que entre 1.5 y 3 mil millones de personas dependen de este recurso como su principal fuente de agua potable (López-Morales & Mesa-Jurado, 2017; Misra, 2014; Velis et al., 2017).

Los acuíferos juegan un papel esencial en el apoyo a los ecosistemas, sustentando la vida (Danielopol et al., 2003) y equilibrando los extremos hidrológicos (Mathivha et al., 2021). Al absorber agua superficial durante las inundaciones y liberarla a los ríos durante las sequías, apoyan la vegetación estacional, la fauna y los sistemas subterráneos (Esteban & Dinar, 2016; Griebler et al., 2014; Sinclair Knight Merz, 2001). De esta manera, la GRW proporciona importantes servicios ecológicos, que dependen de factores como la calidad, el nivel y la presión del agua (Bergkamp & Cross, 2006; De Giglio et al., 2015). Sin embargo, la extracción de agua subterránea a menudo supera con creces la tasa de recarga natural de los acuíferos (Gleeson et al., 2012; Yeh et al., 2007), amenazando no solo a los acuíferos y sus organismos, sino también a otros ecosistemas dependientes, como ríos y humedales (Griebler & Avramov, 2015). La explotación del agua subterránea es un desafío global (Gracia-de-Rentería et al., 2020; Ravindiran et al., 2023; Zacchaeus et al., 2020), con situaciones críticas observadas en muchas regiones, como el Sahel y Sudáfrica, el centro de EE. UU., India y el desierto de Atacama, entre otros lugares (Hanasaki et al., 2008; Wada et al., 2010; Houston, 2006), donde la alta demanda de agua subterránea genera condiciones insostenibles. Estos desafíos afectan a los ecosistemas a nivel mundial (Brad et al., 2021; Donoso et al., 2020; Erostate et al., 2020; Gracia-de-Rentería et al., 2020; Ravindiran et al., 2023; Retter et al., 2021). Desafortunadamente, a pesar de su importancia, muchos de los procesos que ocurren en los sistemas de GRW carecen de una comprensión profunda. Esto se debe en gran medida a la alta heterogeneidad de los factores dominantes, como la distribución espacial de la conductividad hidráulica del suelo y la variabilidad climática. Todos estos problemas resaltan la necesidad urgente de investigar para profundizar en la comprensión de la GRW. Junto a esto, es necesario proponer soluciones globales para la gestión sostenible de este recurso, lo que está estrechamente vinculado con la mejora de nuestras capacidades predictivas para los niveles de GRW.

La riqueza ecosistémica de los salares no intervenidos los convierte en laboratorios ideales para estudiar el cambio climático, siendo el Salar de Huasco una opción destacada

(Albarracín et al., 2015; Castro-Severyn et al., 2021; de la Fuente et al., 2021; Ortiz et al., 2014). El Salar de Huasco posee la categoría de Santuario de la Naturaleza, situado en el Altiplano de la Región de Tarapacá, en el desierto de Atacama en Chile. La zona corresponde a una cuenca endorreica situada en elevaciones entre 3700 a 4100 msnm. Se caracteriza por clima de tundra, con precipitaciones concentradas principalmente en la época estival (diciembre-marzo); se trata de precipitaciones convectivas con régimen de tormenta que representan más del 80% de la precipitación anual, la cual es cercana a los 134 mm/año (Acosta & Custodio, 2008). Las especies endémicas de flora, fauna y microbiota adaptadas a las condiciones de extrema aridez y salinidad convierten al Salar de Huasco en un refugio único de biodiversidad (Acosta & Custodio, 2008; Dorador et al., 2013; Molina et al., 2018; Paquis et al., 2023; SERNAGEOMIN, 2011.). Este ecosistema, además juega un papel clave en el almacenamiento y regulación hídrica (Acosta & Custodio, 2008). El Salar de Huasco es un ejemplo de cómo los salares no intervenidos ofrecen una ventana única para observar ecosistemas frágiles en equilibrio. Su aislamiento y la falta de intervención humana permiten estudiar el impacto de los factores climáticos en estos ambientes extremos. Por lo tanto, el Salar de Huasco se presenta como un punto de referencia válido para el análisis y la conservación de salares con características similares en regiones de África, Asia y América del Norte.

El Norte de Chile, al igual que muchas regiones del mundo, está siendo directamente afectado por las variaciones que genera el cambio climático en la atmósfera. Este fenómeno ha dejado en evidencia un calentamiento inequívoco del sistema, manifestado en el aumento de las temperaturas atmosféricas y oceánicas, la disminución de las masas de hielo y nieve, el ascenso del nivel medio del mar, y un aumento sostenido en las concentraciones de gases de efecto invernadero. Además, se observa una mayor frecuencia en la ocurrencia de eventos climáticos extremos. Para cuantificar las proyecciones futuras de estos efectos, el Quinto Informe de Evaluación (AR5) del IPCC definió las Trayectorias Representativas de Concentración (RCP), las cuales se identifican por su nivel de Forzamiento Radiativo (FR) total para el año 2100. El espectro va desde el RCP 2.6, el escenario más optimista y con mayor mitigación, hasta el RCP 8.5, considerado como la ruta de altas emisiones. Este último representa la máxima afectación por cambio climático, proyectando el mayor incremento de temperaturas y el forzamiento climático más elevado, lo que conlleva una intensificación de los efectos climáticos extremos. (E. Rodríguez Camino (AeMet), 2014

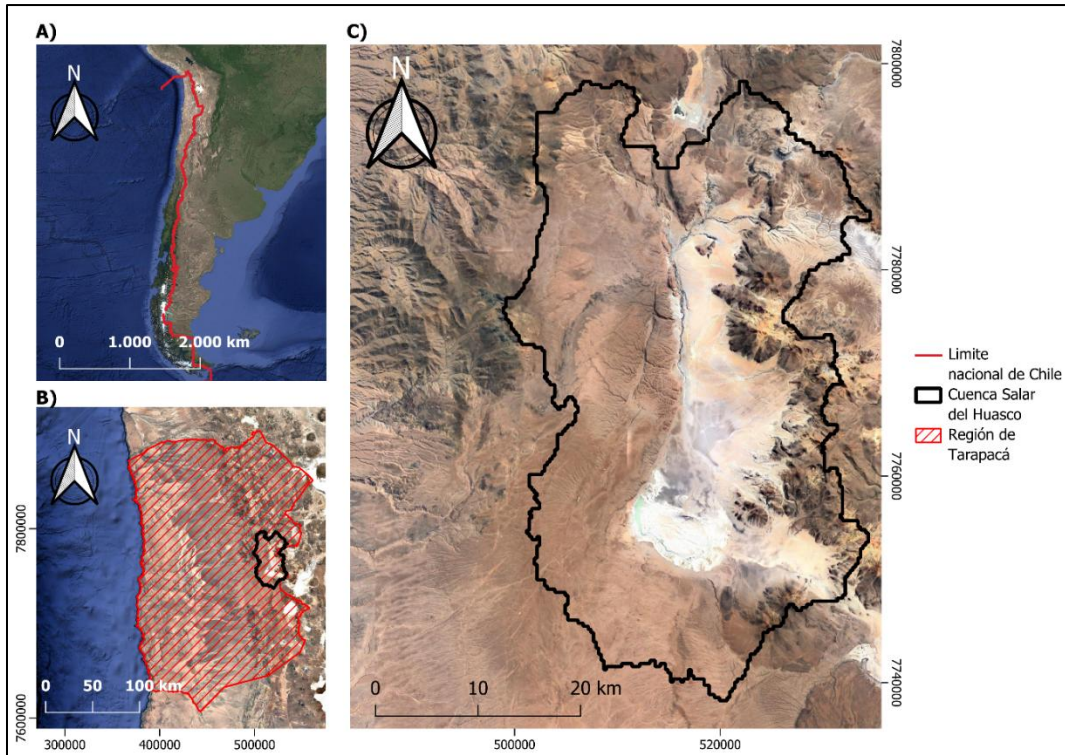


Figura 1: Ubicación geográfica de la cuenca Salar del Huasco. A) Límites de Chile; B) Ubicación del Salar en la Región de Tarapacá; C) Límites detallados de la cuenca.

2. METODOLOGÍA

El modelo físico fue desarrollado en Modflow, utilizando el entorno Model Muse y resuelto mediante Modflow-NWT (Newton Formulation). El movimiento tridimensional del agua en un medio poroso se describe mediante la ley de Darcy (1):

$$q = -K \nabla h = - \begin{pmatrix} K_{xx} & 0 & 0 \\ 0 & K_{yy} & 0 \\ 0 & 0 & K_{zz} \end{pmatrix} \nabla h \quad (1)$$

Donde:

- q es el vector de descarga o vector de flujo (L/T).
- K es la conductividad hidráulica (L/T).
- K_{xx} , K_{yy} y K_{zz} son los componentes de la conductividad en los ejes (L/T).
- h es la carga hidráulica.
- ∇h es el gradiente espacial de la carga hidráulica.

Al aplicar la ley de conservación de masa sobre un volumen de control, combinada con la ley de Darcy, se obtiene la ecuación (2) que gobierna el flujo en un medio poroso saturado:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + Q's = SS \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2)$$

Donde:

- $Q's$ representa las fuentes de agua, cuando $Q's$ es negativo, el flujo sale del sistema de agua subterránea, cuando $Q's$ es positivos, el flujo entra al sistema (T^{-1}).
- SS es el almacenamiento específico en el material poroso (L^{-1}).

- t es el tiempo (T).

El modelo hidrogeológico numérico utilizado en este estudio es una adaptación del modelo previamente desarrollado y calibrado por Blin et al. (2022) para el mismo Salar. Este modelo se encuentra discretizado espacialmente mediante 270 filas y 253 columnas, conformando celdas de 250 x 300 m² de área. Verticalmente, el modelo se organiza en 10 capas de profundidad variable. Las dos primeras capas están compuestas por depósitos sedimentarios e ignimbrita, mientras que las dos capas subsiguientes (3 y 4) consisten en arcillas, gravas y arenas. Finalmente, las seis capas inferiores (5 a 10) se caracterizan por la presencia de ignimbrita y otros tipos de depósitos diversos. Cabe destacar que esta zona inferior (capas 5 a 10) exhibe el mayor valor de conductividad hidráulica de todo el sistema. Las condiciones iniciales y gran parte de las condiciones de borde del modelo, así como la caracterización de la conductividad hidráulica y la geología general, se basaron en los estudios y propuestas de Acosta et al., 2004. El modelo cuenta con 4 condiciones de borde, estas son recarga (RCH), evapotranspiración (EVT), río (RIV) y drenes (DRN). El paquete RCH cuenta con valores propios de cada subcuenca con sus propias características geológicas, el paquete EVT se encuentra dispuesto únicamente sobre las zonas con injerencia directa de los cuerpos de agua superficiales, denominadas zonas húmedas, con una profundidad de extinción de 3 metros en la zona del núcleo y 4 metros en el sector del cauce del río Collacagua; el paquete RIV es aplicado directamente sobre todas las celdas que se encuentren sobre el cauce del río Collacagua, y el paquete DRN se encuentra aplicado sobre 4 celdas, las cuales representan 4 vertientes presentes en la zona del núcleo del salar (Huasco Norte, Las Ruinas, Ermitaño y Huasco-Lípez). Hidrológicamente, se desprende la zona del núcleo del salar como la ubicación con mayores cuerpos de agua superficiales, donde adicionalmente se encuentran las vertientes antes mencionadas.

Para evaluar la hidrodinámica del acuífero se realiza una modelación no estacionaria para los años 1999-2008 con definición diaria. Para esto, se recogen los datos de precipitación y evapotranspiración potencial registrados por la estación DGA Río Collacagua en Peablanca (Registro cuenca 1050004) obtenidos en la base de datos CAMELS (Alvarez-Garreton et al., 2018). Dada la falta de estaciones en el sector sur de la cuenca de Huasco que tengan datos de precipitación representativas para el análisis, se opta por asignar valores de precipitación mediante el uso de factores topográficos (Uribe et al., 2015), usando como referencia la estación antes mencionada, y contrastando la información con distintas estaciones ubicadas en el sector norte de la cuenca a distintas alturas relativas al mar (Río Piga en Collacagua, Río Cancosa en el Tambo, Río Coscaya en Saitoco, Río Coscaya en Pampa Lirima y Q. Tarapacá en Sibaya). De este modo, se asigna para cada celda, un valor de precipitación dependiente de la altura de cada una de estas. Mientras que, para la evapotranspiración, se utilizan los datos directos registrados en la estación. Los valores de conductancia asignados a los drenes y ríos se mantuvieron constantes, ya que son condiciones inherentes de cada celda.

Los resultados de la modelación 1999-2008 son contrastados con los registros de la estación de monitoreo de niveles de pozos JICA-10 (Código BNA 01050008-7), que cuenta con datos para este periodo. Posteriormente, se llevó a cabo una segunda modelación con el objetivo de analizar, de forma preliminar, la respuesta del acuífero ante escenarios de cambio climático. Para establecer las condiciones de contorno, se recurrió a la base de datos de la Plataforma de Simulaciones Climáticas de Chile, que proporciona proyecciones preliminares para el escenario RCP 8.5. Con el fin de asegurar la consistencia espacial, los datos climáticos

fueron extraídos específicamente para la zona de la estación Río Collacagua en Peablanca, manteniendo la misma referencia geográfica que en la modelación anterior. La estimación de la precipitación y la evapotranspiración futuras se realizó mediante el cálculo de un coeficiente de cambio. Este coeficiente se obtuvo de la razón entre la variable acumulada mensual proyectada para el futuro lejano (2070-2100) y el registro histórico-mensual (1990-2020). De esta forma, se generó un factor de amplificación o reducción de los datos históricos, permitiendo proyectar los cambios definidos a una escala diaria para todo el periodo de 30 años.

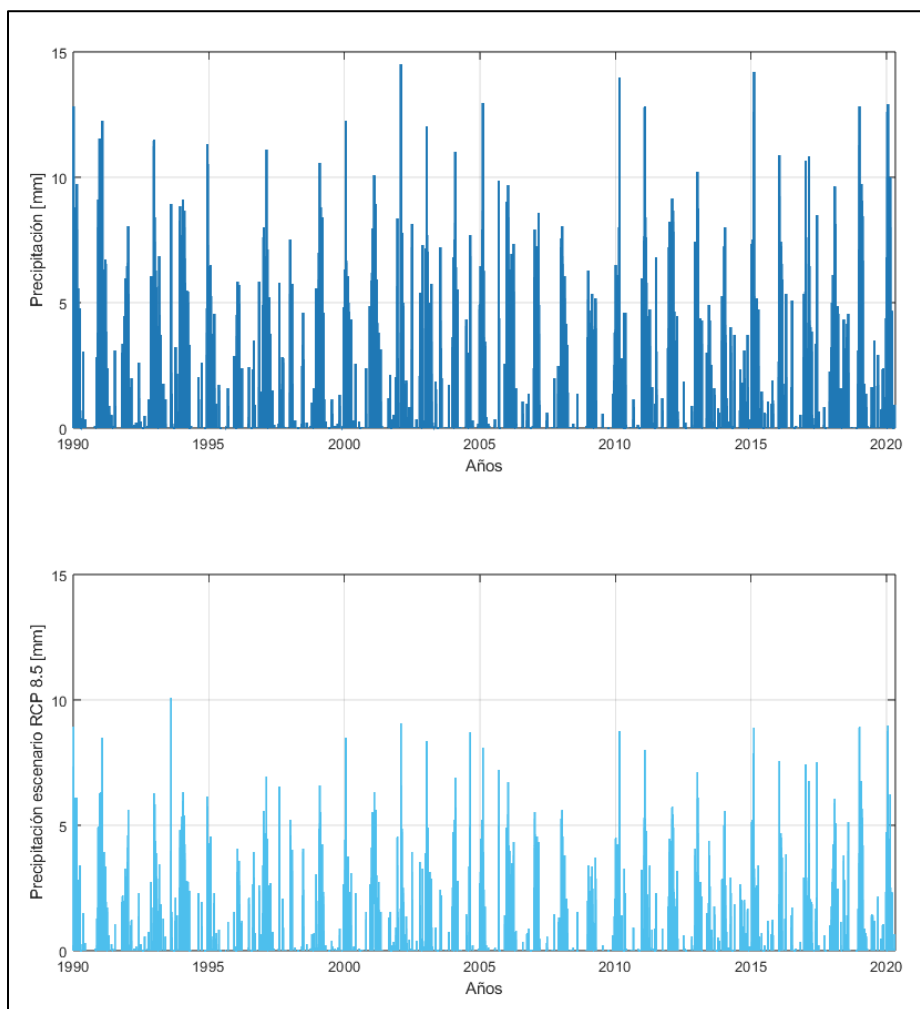


Figura 3: Variación Diaria de las precipitaciones en la estación Río Collacagua en Peablanca. El gráfico superior muestra los datos históricos (1990-2020), mientras que el inferior presenta la proyección para el futuro lejano (2070-2100) bajo el escenario de cambio climático RCP 8.5. Se observa una disminución de la precipitación en la proyección.

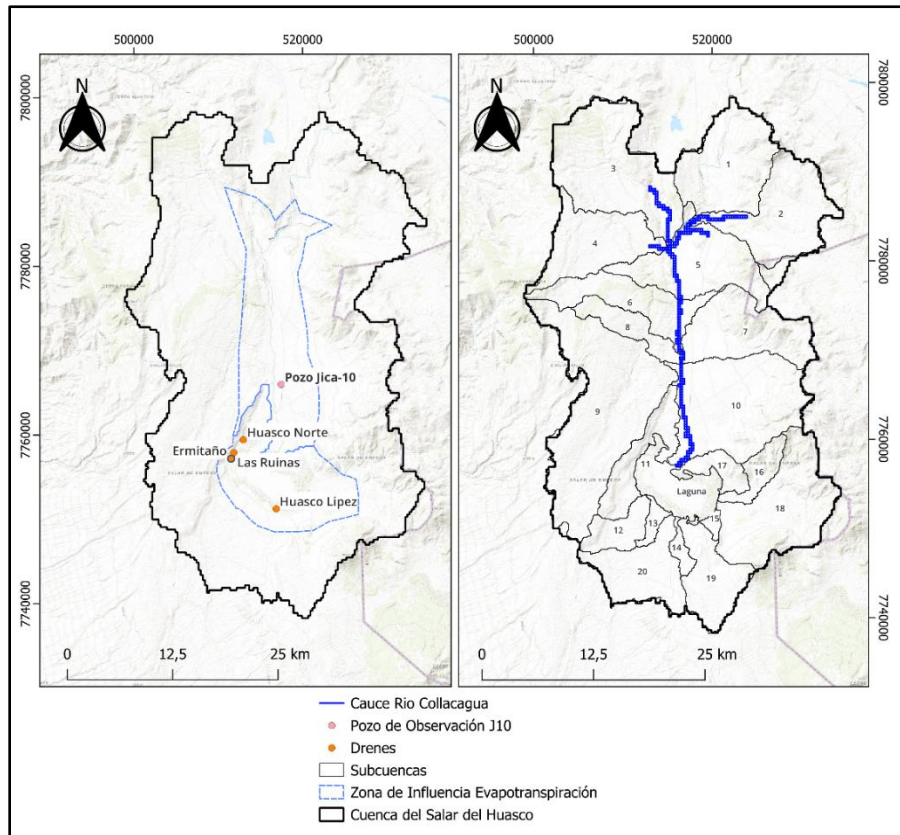


Figura 4: Condiciones de borde del modelo numérico del Salar del Huasco. Se muestran la influencia de la evapotranspiración, los 4 drenes, el pozo Jica-10 DGA, las 21 subcuencas y el río Collacagua.

3. RESULTADOS PRELIMINARES

Los resultados de la modelación 1999-2008 son contrastados con los registros de la estación de monitoreo de niveles de pozos JICA-10, que cuenta con datos contrastables para este periodo. Se puede notar que la diferencia entre los niveles tiene magnitudes cercanas a los 5 centímetros, lo que muestra que el modelo replica de manera bastante fiel las magnitudes y variaciones estacionales del acuífero. La validación del modelo piezométrico se restringió intencionalmente al periodo de Julio de 2004 a Enero de 2008. Aunque la base de datos de mediciones de campo se iniciaba en el año 2000, los registros correspondientes al tramo inicial (2000-2003) se caracterizaron por una extrema inconsistencia y una frecuencia de muestreo insuficiente. Dado que la validación requiere contrastar el modelo con una serie de tiempo continua y representativa de los cambios estacionales, se determinó que la escasez de datos en el periodo 2000-2003 no permitía realizar una evaluación significativa ni robusta del desempeño del modelo. Por lo tanto, se optó por comenzar la validación en 2004, momento a partir del cual se logra la densidad de registros adecuada para asegurar la calidad del proceso. Dadas las variables de entrada y los resultados preliminares, fue posible identificar dos periodos de relevancia hidrológica en la zona: la Estación Seca (Abril a Septiembre) y la Estación Húmeda (Octubre a Marzo), las cuales coinciden directamente con los periodos de mínimo estiaje y máxima precipitación en la zona, respectivamente. Debido a la gran importancia de estos dos regímenes dentro del calendario hidrológico, los análisis de resultados y las comparaciones de niveles piezométricos se realizan exclusivamente en

estos periodos. Para ello, se seleccionaron los meses de Julio como representante de la Estación Seca y Enero como referencia para la Estación Húmeda.

Los resultados de la modelación para el periodo 2070-2100 frente al escenario RCP 8.5 muestran una lógica similar a la de la primera modelación, en donde las zonas más sensibles a las variaciones en las condiciones de borde de la zona siguen siendo aquellas donde se encuentran cuerpos de agua superficial que interactúan de manera directa con el flujo subterráneo. Sin embargo, se puede apreciar una disminución también en las zonas altas, dando cuenta de un descenso general del nivel piezométrico en toda la cuenca, captando la sequía expuesta por la proyección. Los niveles en la zona central tienden a igualarse con el paso de los años marcando el avance descenso general del nivel. La magnitud de los descensos piezométricos proyectados, aunque progresiva, no es abrupta entre estaciones o años consecutivos. Esta característica se debe en gran medida a la ausencia de explotación activa en la zona modelada, lo que evita el fenómeno de abatimiento acelerado (*groundwater decline*)(Jasechko et al., 2024), típicamente asociado al bombeo intensivo, es por esto por lo que el sistema refleja únicamente la pérdida de recarga efectiva y el déficit hídrico natural, manteniendo un equilibrio dinámico más lento.

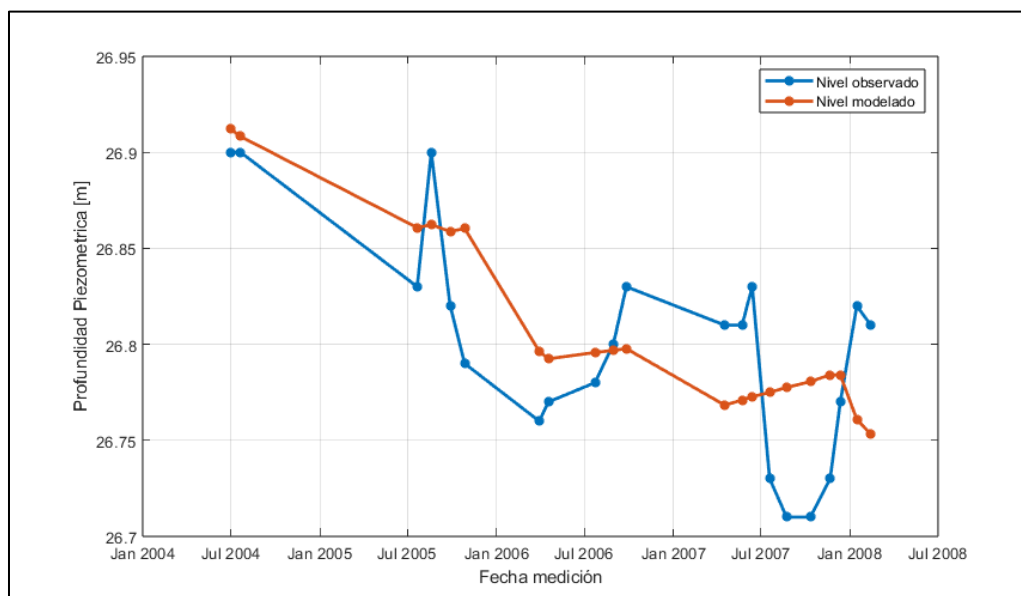


Figura 5: Histograma niveles observados y modelados zona pozo Jica-10 modelación 1999-2008. Se puede apreciar que la magnitud de la variación de los niveles no supera los 20 cm de manera sostenida en el tiempo.

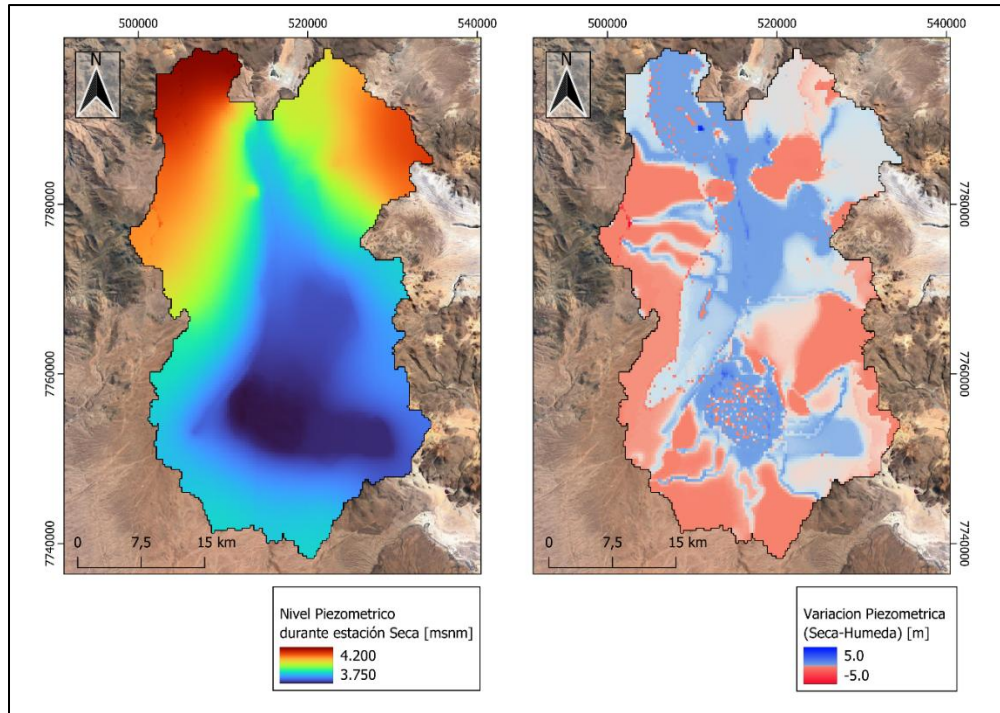


Figura 6: Nivel piezométrico (msnm) y su variación (1999-2008) entre Estación Seca (izquierda) y Húmeda (derecha). Así, la variación piezométrica observada en la estación húmeda (derecha) se calcula como el nivel piezométrico de la estación húmeda menos el de la seca. Áreas con influencia superficial aumentan su nivel (azul), y las zonas montañosas lo disminuyen (rojo).

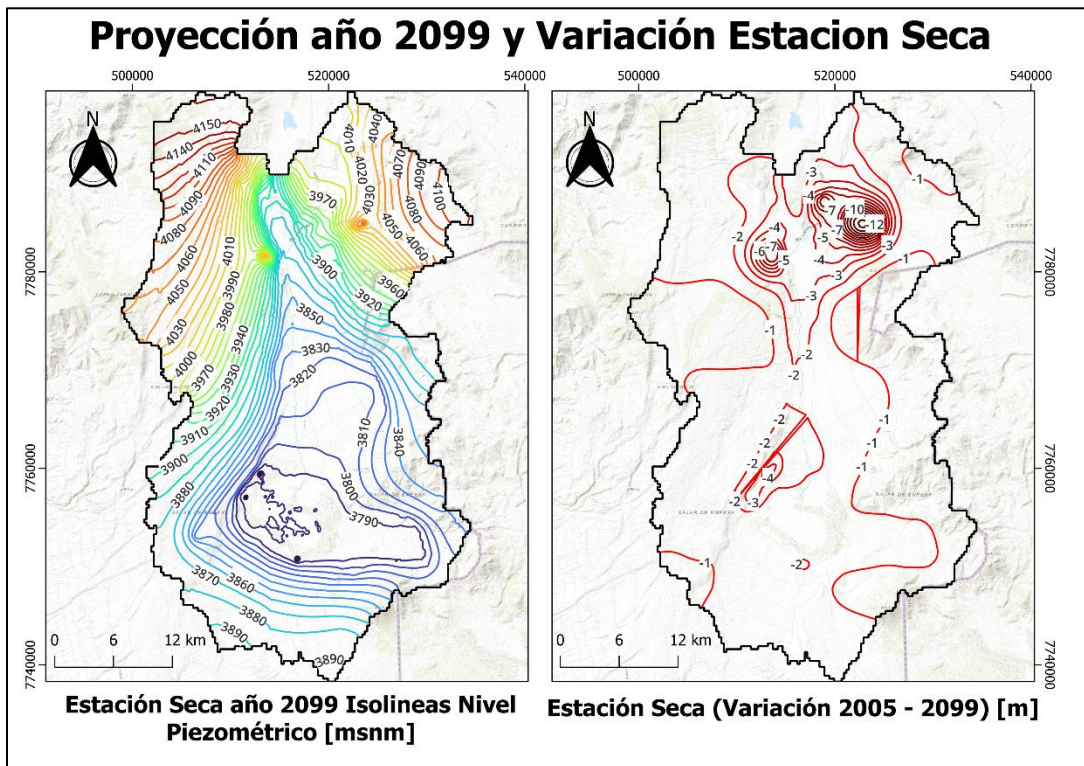


Figura 7: Proyección estación seca año 2099 (Izquierda) y variación del nivel freático durante estación seca con respecto a valores históricos (derecha). Se aprecia una disminución general de los niveles de agua subterránea en la cuenca, acentuándose en zonas en altura.

4. TRABAJO FUTURO

El trabajo futuro se enfocará en el desarrollo de un enfoque híbrido (*Hybrid Approach* o HA), el cual busca combinar la modelación física del acuífero con herramientas de inteligencia artificial. El objetivo principal es analizar la respuesta hidrodinámica del sistema ante diversos escenarios de cambio climático, minimizando los requerimientos computacionales. Este desarrollo se ejecutará en dos fases, Modelación Física (Base de Entrenamiento): Se simulará físicamente el acuífero, introduciendo variaciones en las condiciones de borde basadas en los distintos escenarios RCP. Los resultados de esta fase servirán como la base de entrenamiento para el modelo de IA; y finalmente la Modelación Híbrida (Predicción Eficiente): El modelo de inteligencia artificial entrenado será, posteriormente, capaz de predecir las variaciones de los niveles freáticos con una precisión comparable a la del modelo físico. De este modo, el HA utiliza la robustez del modelo físico para simular los procesos hidrogeológicos del acuífero y aprovecha la capacidad de la IA para predecir escenarios de cambio climático de manera eficiente y con un menor costo computacional.

AGRADECIMIENTOS

Se expresa agradecimiento a la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) por el apoyo financiero para la realización de esta investigación, proporcionados en los proyectos ANID/FONDECYT/1251067; ANID/ATE/230006 y ANID/FONDECYT/11251735.

REFERENCIAS

- Acosta, O., & Custodio, E. (2008). Impactos ambientales de las extracciones de agua subterránea en el Salar del Huasco (norte de Chile). *Boletín Geológico y Minero*, 119(1).
- Acosta, Orlando. (2004). *Impactos de las extracciones de agua subterránea en el Salar del Huasco (norte de Chile)*. Universidad Politécnica de Catalunya.
- Ahmed Makhlof, Mustafa El-Rawy, Shinjiro Kanae, Mona G. Ibrahim, & Mahmoud Sharaan. (2024). Integrating MODFLOW and machine learning for detecting optimum groundwater abstraction considering sustainable drawdown and climate changes. *Journal of Hydrology*, 637.
- Albarracín, V. H., Kurth, D., Ordoñez, O. F., Belfiore, C., Luccini, E., Salum, G. M., Piacentini, R. D., & Fariás, M. E. (2015). High-up: A remote reservoir of microbial extremophiles in central Andean Wetlands. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 6, Issue DEC). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01404>
- Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P. A., Pablo Boisier, J., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R., McPhee, J., & Ayala, A. (2018). The CAMELS-CL dataset: Catchment attributes and meteorology for large sample studies-Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11). <https://doi.org/10.5194/hess-22-5817-2018>
- Atawneh, D. al, Cartwright, N., & Bertone, E. (2021). Climate change and its impact on the projected values of groundwater recharge: A review. In *Journal of Hydrology* (Vol. 601). <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126602>
- Bergkamp, G., & Cross, K. (2006). Groundwater and ecosystem services: towards their sustainable use. *International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS)*.

Blin, N., Hausner, M., Leray, S., Lowry, C., & Suárez, F. (2022). Potential impacts of climate change on an aquifer in the arid Altiplano, northern Chile: The case of the protected wetlands of the Salar del Huasco basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 39. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.100996>

Brad, T., Iepure, S., & Sarbu, S. M. (2021). The chemoautotrophically based mobile cave groundwater ecosystem, a hotspot of subterranean biodiversity. *Diversity*, 13(3). <https://doi.org/10.3390/d13030128>

Castro-Severyn, J., Pardo-Esté, C., Mendez, K. N., Fortt, J., Marquez, S., Molina, F., Castro-Nallar, E., Remonsellez, F., & Saavedra, C. P. (2021). Living to the High Extreme: Unraveling the Composition, Structure, and Functional Insights of Bacterial Communities Thriving in the Arsenic-Rich Salar de Huasco Altiplanic Ecosystem. *Microbiology Spectrum*, 9(1). <https://doi.org/10.1128/spectrum.00444-21>

Chambel, A. (2015). The role of groundwater in the management of water resources in the World. *IAHS-AISH Proceedings and Reports*, 366. <https://doi.org/10.5194/piahs-366-107-2015>

Danielopol, D. L., Griebler, C., Gunatilaka, A., & Notenboom, J. (2003). Present state and future prospects for groundwater ecosystems. In *Environmental Conservation* (Vol. 30, Issue 2). <https://doi.org/10.1017/S0376892903000109>

de la Fuente, A., Meruane, C., & Suárez, F. (2021). Long-term spatiotemporal variability in high Andean wetlands in northern Chile. *Science of the Total Environment*, 756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143830>

Donoso, G., Lictévout, E., & Rinaudo, J. D. (2020). Groundwater Management Lessons from Chile. In *Global Issues in Water Policy* (Vol. 24). https://doi.org/10.1007/978-3-030-32766-8_25

Dorador, C., Vila, I., Witzel, K. P., & Imhof, J. F. (2013). Bacterial and archaeal diversity in high altitude wetlands of the Chilean Altiplano. *Fundamental and Applied Limnology*, 182(2). <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0393>

E. Rodríguez Camino (AeMet), J. r. P. R. (oeCC), f. H. H. (CeneAM-oAPn). (2014). *Quinto informe de evaluación del iPcc*.

El Alfy, M. (2014). Numerical groundwater modelling as an effective tool for management of water resources in arid areas. *Hydrological Sciences Journal*, 59(6), 1259–1274. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.836278>

Erostate, M., Huneau, F., Garel, E., Ghiotti, S., Vystavna, Y., Garrido, M., & Pasqualini, V. (2020). Groundwater dependent ecosystems in coastal Mediterranean regions: Characterization, challenges and management for their protection. In *Water Research* (Vol. 172). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115461>

Esteban, E., & Dinar, A. (2016). The role of groundwater-dependent ecosystems in groundwater management. *Natural Resource Modeling*, 29(1). <https://doi.org/10.1111/nrm.12082>

Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P., & van Beek, L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488(7410). <https://doi.org/10.1038/nature11295>

Gracia-de-Rentería, P., Barberán, R., & Mur, J. (2020). The groundwater demand for industrial uses in areas with access to drinking publicly-supplied water: A microdata analysis. *Water (Switzerland)*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/w12010198>

Griebler, C., & Avramov, M. (2015). Groundwater ecosystem services: A review. In *Freshwater Science* (Vol. 34, Issue 1). <https://doi.org/10.1086/679903>

Griebler, C., Malard, F., & Lefébure, T. (2014). Current developments in groundwater ecology-from biodiversity to ecosystem function and services. In *Current Opinion in Biotechnology* (Vol. 27). <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2014.01.018>

- Hanasaki, N., Kanae, S., Oki, T., Masuda, K., Motoya, K., Shirakawa, N., Shen, Y., & Tanaka, K. (2008). An integrated model for the assessment of global water resources - Part 2: Applications and assessments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(4). <https://doi.org/10.5194/hess-12-1027-2008>
- Houston, J. (2006). Variability of precipitation in the Atacama Desert: Its causes and hydrological impact. *International Journal of Climatology*, 26(15). <https://doi.org/10.1002/joc.1359>
- Jasechko, S., Seybold, H., Perrone, D., Fan, Y., Shamsudduha, M., Taylor, R. G., Fallatah, O., & Kirchner, J. W. (2024). Rapid groundwater decline and some cases of recovery in aquifers globally. *Nature*, 625(7996). <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06879-8>
- Li, R. (2016). Assessing Groundwater Pollution Risk in Response to Climate Change and Variability. In: Fares, A. (eds) Emerging Issues in Groundwater Resources. Advances in Water Security. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-32008-3_2
- Lloyd, J. W. (1986). A review of aridity and groundwater. *Hydrological Processes*, 1(1). <https://doi.org/10.1002/hyp.3360010107>
- López-Morales, C. A., & Mesa-Jurado, M. A. (2017). Valuation of hidden water ecosystem services: The replacement cost of the aquifer system in central Mexico. *Water (Switzerland)*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/w9080571>
- Maldonado, A. D., Morales, M., Navarro, F., Sánchez-Martos, F., & Aguilera, P. A. (2022). Modeling semiarid river–aquifer systems with bayesian networks and artificial neural networks. *Mathematics*, 10(1). <https://doi.org/10.3390/math10010107>
- Mathivha, F. I., Nkosi, M., & Mutoti, M. I. (2021). Evaluating the relationship between hydrological extremes and groundwater in Luvuvhu River Catchment, South Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 37. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100897>
- Mathivha, F. I., Nkosi, M., & Mutoti, M. I. (2021). Evaluating the relationship between hydrological extremes and groundwater in Luvuvhu River Catchment, South Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 37. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100897>
- Ministerio del Medio Ambiente, & Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2). (2025). *Plataforma de Simulaciones Climáticas de Chile*. <https://simulaciones.cr2.cl>
- Misra, A. K. (2014). Climate change and challenges of water and food security. In *International Journal of Sustainable Built Environment* (Vol. 3, Issue 1). <https://doi.org/10.1016/j.ijbsbe.2014.04.006>
- Molina, V., Eissler, Y., Cornejo, M., Galand, P. E., Dorador, C., Hengst, M., Fernandez, C., & Francois, J. P. (2018). Distribution of greenhouse gases in hyper-arid and arid areas of northern Chile and the contribution of the high-altitude wetland microbiome (Salar de Huasco, Chile). *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology*, 111(8). <https://doi.org/10.1007/s10482-018-1078-9>
- Ortiz, C., Aravena, R., Briones, E., Suárez, F., Tore, C., & Muñoz, J. F. (2014). Sources of surface water for the Soncor ecosystem, Salar de Atacama basin, northern Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 59(2). <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.829231>
- Paquis, P., Hengst, M. B., Florez, J. Z., Tapia, J., Molina, V., Pérez, V., & Pardo-Esté, C. (2023). Short-term characterisation of climatic-environmental variables and microbial community diversity in a high-altitude Andean wetland (Salar de Huasco, Chile). *Science of the Total Environment*, 859. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160291>

Ravindiran, G., Rajamanickam, S., Sivarethinamohan, S., Karupaiya Sathaiah, B., Ravindran, G., Muniasamy, S. K., & Hayder, G. (2023). A Review of the Status, Effects, Prevention, and Remediation of Groundwater Contamination for Sustainable Environment. In *Water (Switzerland)* (Vol. 15, Issue 20). <https://doi.org/10.3390/w15203662>

Retter, A., Karwautz, C., & Griebler, C. (2021). Groundwater microbial communities in times of climate change. *Current Issues in Molecular Biology*, 41. <https://doi.org/10.21775/cimb.041.509>

SERNAGEOMIN. (2011). *Ficha técnica compilada Salar de Huasco*.

Sielfeld, W. A. L. T. E. R., Amado, N., Herreros, J. O. R. G. E., Peredo, R., & Rebolledo, A. (1996). La avifauna del Salar de Huasco: primera región, Chile. *Boletín chileno de Ornitología*, 3, 17-24.

Sinclair Knight Merz. (2001). Environmental water requirements to maintain groundwater dependent ecosystems. In *Environmental Flows Initiative Technical Report Number 2* (Issue 2).

Swain, S., Taloor, A.K., Dhal, L. *et al.* Impact of climate change on groundwater hydrology: a comprehensive review and current status of the Indian hydrogeology. *Appl Water Sci* 12, 120 (2022). <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01652-0>

Uribe, J., Muñoz, J. F., Gironás, J., Oyarzún, R., Aguirre, E., & Aravena, R. (2015). Assessing groundwater recharge in an Andean closed basin using isotopic characterization and a rainfall-runoff model: Salar del Huasco basin, Chile. *Hydrogeology Journal*, 23(7), 1535–1551. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1300-z>

Velis, M., Conti, K. I., & Biermann, F. (2017). Groundwater and human development: synergies and trade-offs within the context of the sustainable development goals. *Sustainability Science*, 12(6). <https://doi.org/10.1007/s11625-017-0490-9>

Wada, Y., van Beek, L. P. H., van Kempen, C. M., Reckman, J. W. T. M., Vasak, S., & Bierkens, M. F. P. (2010). Global depletion of groundwater resources. *Geophysical Research Letters*, 37(20). <https://doi.org/10.1029/2010GL044571>

Wei, X., Guo, Y., Zhou, M., Wang, N., Wang, H., & Bai, Y. (2024). Spatial and temporal groundwater dynamics in extreme arid basins. *Hydrological Processes*, 38(2). <https://doi.org/10.1002/hyp.15086>

Wheater, H., Mathias, S., & Li, X. (2010). Groundwater modelling in arid and semi-arid areas. In *Groundwater Modelling in Arid and Semi-Arid Areas* (Vol. 9780521111294). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511760280>

Yang, D., Yang, Y., & Xia, J. (2021). Hydrological cycle and water resources in a changing world: A review. In *Geography and Sustainability* (Vol. 2, Issue 2). <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2021.05.003>

Yeh, H. F., Lee, C. H., Chen, J. F., & Chen, W. P. (2007). Estimation of groundwater recharge using water balance model. *Water Resources*, 34(2). <https://doi.org/10.1134/S0097807807020054>

Zacchaeus, O. O., Adeyemi, M. B., Azeem Adedeji, A., Adegoke, K. A., Anumah, A. O., Taiwo, A. M., & Ganiyu, S. A. (2020). Effects of industrialization on groundwater quality in Shagamu and Ota industrial areas of Ogun state, Nigeria. *Heliyon*, 6(7). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04353>