



Tecnología y Ciencias del Agua



La espera, lago Lucerna, Suiza. Foto: Lina Cardoso.



Comité Editorial

Tecnología y Ciencias del Agua

Consejo Editorial

Dr. Adrián Pedrozo Acuña
Director General

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe
Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor Independiente, México

Editor en Agua y Energía
Dr. Rodolfo Alvarado Montero
Consultor independiente, Holanda

Editora en Calidad del Agua
Dra. Maricarmen Espinosa Bouchot
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Tratamiento del Agua
Dr. Miguel Ángel López Zavala
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Jaime Garatuza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Sociales
Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia
FLACSO, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Hidráulica
Dr. Martín Dagoberto Mundo Molina
Universidad Autónoma de Chiapas, México

Editora en Hidrología Subterránea
Dra. Graciela Herrera Zamarrón
Universidad Nacional Autónoma de México

Editor en Hidrología Superficial
Dr. Martín Alfonso Gutiérrez López
Universidad Autónoma del Estado de Querétaro, México

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico
Mtro. Alberto Rojas Rueda
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinadora editorial
M.I.D. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinación Editorial
Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Josefina Figueroa Miranda y Luis Aviles Rios
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado

- Dr. Alcides Juan León Méndez, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • Dr. Alejandro López Alvarado, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • Dra. Alma Chávez Mejía, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Andrei S. Jouravlev, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • Dr. Andrés Rodríguez, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • Dr. Ariosto Aguilar Chávez, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • Dr. Armando Guevara Gil, Pontificia Universidad Católica, Perú • Dr. Arturo Marcano, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • Dra. Aziza Akhounch, Organisation for Economic Cooperation and Development, Francia • Dr. Carlos Chairez Araiza, consultor, México • Dr. Carlos Cruickshank Villanueva, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Carlos Díaz Delgado, Universidad Autónoma del Estado de México • Dr. Carlos E. Puente, University of California, EUA • Dr. Cleverson Vitório Andreoli, Centro Universitario Unifae, Brasil • Dr. Daene C. McKinney, University of Texas at Austin, Estados Unidos • Dr. Daniel Murillo Licea, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • Dr. Eduardo A. Varas Castellón, Pontificia Universidad Católica, Chile • Dr. Emmanuel Galindo Escamilla, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • Dr. Enrique Cabrera Marçet, Universidad Politécnica de Valencia, España • Dr. Enrique Playán Jubillar, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • Dr. Eric Rendón Schneir, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • Dr. Erick R. Bandala, Desert Research Institute, Reno, EUA • Dr. Ernesto José González Rivas, Universidad Central de Venezuela • Dr. Federico Estrada, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • Dr. Gerardo Buelna, Centre de Recherche Industrielle Québec, Canadá • Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • M.I. Horacio Rubio Gutiérrez, Comisión Nacional del Agua, México • Dr. Ismael Aguilar Barajas, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • Dr. Ismael Mariño Tapia, Instituto Politécnico Nacional, México • Dr. Ismael Piedra Cueva, Universidad de la República, Uruguay • Dr. Iván Obando Camino, Universidad de Talca, Chile • Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • Dr. José Ángel Raynal Villaseñor, Universidad de las Américas, Puebla, México • Dr. José D. Salas, University of Colorado, EUA • Dr. José Joel Carrillo Rivera, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. José Luis Pimentel Equihua, Colegio de Postgraduados, México • José María Gómez Espín, Universidad de Murcia, España • M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Juan B. Valdes, The University of Arizona, EUA • Dr. Juan Pedro Martín Vide, Universidad Politécnica de Cataluña, España • Dr. Julio Kuroiwa Zevallos, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • Dr. Karim Acuña Askar, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • Dra. Luciana Coutinho, Universidad de Do Minho, Portugal • Dr. Luis F. León Vizcaíno, Waterloo, University, Canadá • Dr. Luis Teixeira, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • Dra. Luisa Paré Ouellet, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Manuel Contijoch Escontria, consultor • Dr. Marcos von Sperling, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • Dra. María Claudia Campos Pinilla, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • Dra. María Rafaela De Saldanha Matos, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • Dra. María Teresa Oré, Pontificia Universidad Católica del Perú • Dra. María Victoria Vélez Otálvaro, Universidad Nacional de Colombia • M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos, consultora, México • Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky, consultor, México • Dr. Miguel A. Medina, Duke University, EUA • Dr. Moisés Berezowsky Verduzco, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Omar A. Miranda, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • Dr. Oscar L. Palacios Vélez, Colegio de Postgraduados • Dra. Natalia Uribe Pando, Water Lex, Suiza • Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México • Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Rafael Val Segura, Sistema de Aguas de la Ciudad de México • Dr. Rafael Pardo Gómez, Instituto Superior Politécnico • Dr. Ramón Domínguez Mora, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Ramón Fuentes Aguilar, Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • Ing. Raquel Duque, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Colombia • Dr. Raúl Antonio Lopardo, Instituto Nacional del Agua, Argentina • Dr. Rodolfo Silva Casarín, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Serge Léonard Tamari Wagner, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • Dr. Simón González Martínez, Universidad Nacional Autónoma de México • Dr. Tomás Martínez Saldaña, Colegio de Postgraduados, México • Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka, consultor • Dra. Ximena Vargas Mesa, Universidad de Chile •

 Contenido**Artículos (originales)**
Articles (original)

Prácticas de ahorro de agua doméstica y su relación con la micromedición y la percepción del cambio climático en hogares mexicanos

América N. Lutz-Ley

Pablo A. Reyes-Castro

Evaluación de la eficacia del tamarindo como ayudante de coagulación de sulfato de aluminio para la remoción de turbidez en aguas para consumo humano

Luz Melynca Villanueva-Barragan

Luz Clarita Quispe-Chahuara

Juan Eduardo Vigo-Rivera

Análisis de frecuencias de crecientes bivariado de fechas de ocurrencia y gasto máximo a través de funciones Cúpula

Daniel Francisco Campos-Aranda

Determinación de la evapotranspiración con datos satelitales y de reanálisis utilizando Google Earth Engine

María Florencia Degano

Raúl Eduardo Rivas

Martín Ignacio Bayala

Evaluation of the Digital Elevation Model from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) on the Papaloapan Macro-Basin, Mexico, using LiDAR as benchmark

Edgar Misael Uribe

José Cruz Escamilla

Abigail Juárez

Gestión del agua, perspectiva desde la vulnerabilidad socioambiental: área periurbana Acapulco Guerrero México

Branly Olivier Salomé

Jacqueline Zeferino Torres

Silberio García Sanchez

Alejandro Juárez Agis

Mayra Rivas Gonzalez

Relación entre población y nivel estático: acuíferos Alto Atoyac y Huamantla, México

Hipólito Muñoz-Nava

Jenny Jaret Torres-Luna

Enriquecimiento de bacterias anammox a temperatura ambiente con inóculos de lodos activados

Iván Fernández-Dorado

Aylet Vega Aguilar

 Contents**Artículos (traducción)**
Articles (translation)

Domestic water saving practices and their relationship with metering and the perception of climate change in Mexican households

01

América N. Lutz-Ley

Pablo A. Reyes-Castro

Evaluation of the efficacy of tamarind as a coagulation assistant of aluminum sulfate for the removal of turbidity in water for human consumption

53

Luz Melynca Villanueva-Barragan

Luz Clarita Quispe-Chahuara

Juan Eduardo Vigo-Rivera

Bivariate flood frequency analysis of dates of occurrence and maximum flow through Copula functions

80

Daniel Francisco Campos-Aranda

Evapotranspiration determination with satellite and reanalysis data using Google Earth Engine

137

María Florencia Degano

Raúl Eduardo Rivas

Martín Ignacio Bayala

Evaluación del modelo de elevación digital de la misión topográfica de radar en transbordador (SRTM) en la macrocuenca del Papaloapan, Mexico, usando LiDAR como referencia

194

Edgar Misael Uribe

José Cruz Escamilla

Abigail Juárez

Water management, perspective from socio-environmental vulnerability: peri-urban area Acapulco Guerrero México

220

Branly Olivier Salomé

Jacqueline Zeferino Torres

Silberio García Sanchez

Alejandro Juárez Agis

Mayra Rivas Gonzalez

Relationship between population and water table: Alto Atoyac and Huamantla aquifers, Mexico

272

Hipólito Muñoz-Nava

Jenny Jaret Torres-Luna

Enrichment of anammox bacteria at room temperature with activated sludge inocula

318

Iván Fernández-Dorado

Aylet Vega Aguilar

 Contenido**Artículos (originales)***Articles (original)*

Las unidades de riego en México: caracterización de fuente de abastecimiento y tamaño

Waldo Ojeda-Bustamante

Sergio Iván Jiménez-Jiménez

Mariana de Jesús Marcial-Pablo

Felipe José Antonio Pedraza-Oropeza

Mauro Iñiguez-Covarrubias

 Contents**Artículos (traducción)***Articles (translation)*

The small-scale irrigation in México: Characterization of supply source and size 360

Waldo Ojeda-Bustamante

Sergio Iván Jiménez-Jiménez

Mariana de Jesús Marcial-Pablo

Felipe José Antonio Pedraza-Oropeza

Mauro Iñiguez-Covarrubias

Notas (originales)*Notes (original)*

Modelo para estimar demanda de servicios públicos urbanos, zonificados, aplicando sistemas de información geográfica

Carlos Roberto Cobos

José Anta

María Teresa Teijeiro

Manuel Basterrechea

Notas (traducción)*Notes (translation)*

Model to estimate urban public services demand, by zone, using geographic information systems 405

Carlos Roberto Cobos

José Anta

María Teresa Teijeiro

Manuel Basterrechea

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-01

Artículos

Prácticas de ahorro de agua doméstica y su relación con la micromedición y la percepción del cambio climático en hogares mexicanos

Domestic water saving practices and their relationship with metering and the perception of climate change in Mexican households

América N. Lutz-Ley¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7257-616X>

Pablo A. Reyes-Castro², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3091-5530>

¹Centro de Estudios del Desarrollo, El Colegio de Sonora, Hermosillo, Sonora, México, alutz@colson.edu.mx

²Centro de Estudios en Salud y Sociedad, El Colegio de Sonora, Hermosillo, Sonora, México, preyes@colson.edu.mx

Autora para correspondencia: América N. Lutz-Ley, alutz@colson.edu.mx

Resumen

Una de las consecuencias más importantes del cambio climático para México se relaciona con un menor acceso a cantidades y calidades de agua suficientes para los usos humanos y ambientales. El ahorro de agua



2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422,
15(4), 01-52. DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-01

doméstica se enmarca en dicho contexto como una medida de adaptación frente el cambio climático. El objetivo de este trabajo es explorar los factores que afectan el ahorro de agua en hogares mexicanos. Para ello, se utilizan datos de más de 13 mil hogares de la Encuesta Nacional de los Hogares (ENH) desarrollada en 2017, y del Módulo de Hogares y Medio Ambiente aplicado ese año con la ENH. A través de análisis de regresión se prueba el efecto de factores sociodemográficos (edad, sexo, nivel educativo y tamaño de localidad), de gestión (forma de cobro del servicio) y climáticos (percepción de cambios en temperatura, precipitación y fenómenos extremos) como predictores de prácticas de ahorro de agua en hogares urbanos y rurales. Los hallazgos apuntan a un efecto estadísticamente significativo y positivo del cobro del agua a través de micromedición; así como efectos significativos, pero menores, de la percepción de mayor temperatura, cambios en la lluvia, e impactos de fenómenos climáticos en el hogar, como factores relacionados positivamente con prácticas de ahorro de agua doméstica.

Palabras clave: adaptación al cambio climático, agua doméstica, micromedición, ahorro de agua, localidades mexicanas.

Abstract

Among the main consequences of climate change in Mexico are those related to less access to quantities and qualities of water necessary for human and ecosystems' use. In this context, domestic water conservation is framed as an adaptation strategy in face of climate change. The objective of this work is to explore the factors promoting water conservation in Mexican households. The study uses data from more than

13 000 households from the National Household Survey (ENH) developed by INEGI in 2017, and from the Household and Environment Module applied with the ENH. Through regression analysis, we found evidence of the effect of climatic (perception of changes in temperature, precipitation, and extreme climate phenomena), management (billing method to charge for the service), and sociodemographic factors (age, sex, education, and locality size) as predictors of water conservation practices in urban and rural households. The results point to a statistically significant and positive effect of metering consumption to charge for the cost of domestic water; as well as significant but minor effects of the perception of hotter temperatures, changes in rainfall, and impacts of climatic phenomena at the home, as factors related to water conservation practices.

Keywords: climate change adaptation, domestic water, micro-metering, water savings, Mexican localities.

Recibido: 03/08/2022

Aceptado: 04/12/2022

Publicado Online: 12/12/2022

Introducción

El cambio climático es un problema de alcance planetario que, sin embargo, tiene efectos diferenciados a través de las distintas regiones de la Tierra. Estos efectos dependerán tanto de las características físicas de los eventos (calentamiento, fenómenos hidrometeorológicos extremos y



aumento en el nivel del mar, entre otros), como de las capacidades de adaptación de las poblaciones humanas y ecosistemas presentes en las regiones impactadas.

En agosto de 2021, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2021) publicó la primera parte de su Sexto Reporte de Evaluación (AR6 en inglés), que sintetiza la investigación científica más actualizada hasta el momento para ofrecer un diagnóstico de la situación del cambio climático en el mundo. Esta publicación indica, entre otras cosas, que las últimas cuatro décadas han sido progresivamente más calientes en la superficie terrestre que cualquier década desde 1850. También señala que las dos primeras décadas del presente siglo (2000-2020) muestran un incremento promedio de 0.99 grados centígrados ($^{\circ}\text{C}$) en la temperatura de la superficie terrestre en comparación con el periodo de referencia 1850-1900. Finalmente, al comparar el calentamiento actual con los registros paleoclimáticos (el clima histórico), ahora se puede decir inequívocamente que la actividad humana es el principal factor impulsor o *driver* del actual calentamiento global.

En el caso de México, como en muchas regiones áridas y semiáridas de América Latina, entre los efectos más importantes del cambio climático se encuentran aquellos asociados con la temporalidad, calidad y cantidad de los recursos hídricos disponibles para uso humano y de los ecosistemas. Se han identificado varios estudios en el último decenio que presentan evidencias de cambio climático en cuencas de México utilizando distintas estrategias, algunas de las cuales incluyen el uso de modelos de circulación global (GCM en inglés) en el marco de los estándares del IPCC (Martínez-Austria, Patiño-Gómez, & Tamayo-Escobar, 2014; Martínez-

Austria, Bandala, & Patiño-Gómez, 2016; Mateos, Santana, Montero-Martínez, Deeb, & Grunwaldt, 2016; Montero-Martínez, Martínez-Jiménez, Castillo-Pérez y Espinoza-Tamarindo, 2010; Navarro-Estupiñan *et al.*, 2018). Prácticamente todos estos estudios coinciden en señalar una tendencia creciente de calentamiento a través del territorio mexicano. Al evaluar los cambios en la precipitación, los resultados no son tan concluyentes y presentan mayores niveles de incertidumbre que las proyecciones de temperatura, pues se dificulta modelar la influencia de los factores regionales y locales sobre la lluvia. Recientemente, un estudio reportó que el norte del continente americano, y en especial la región del norte de México y sur de EUA, ha enfrentado en los últimos 22 años el periodo más seco comparable con cualquier periodo similar desde el año 800 d.C.; es decir, la sequía más aguda en los últimos 1 200 años (Williams, Cook, & Smerdon, 2022). Dicha sequía ya ha generado problemas incluso a escala internacional entre México y EUA, como las manifestaciones de otoño de 2020 en torno a la presa La Boquilla, en el norteño estado de Chihuahua, donde participaron agricultores del distrito de riego Delicias, que se oponían a la entrega de volúmenes de agua a EUA para cumplir con el Tratado de Aguas de 1944; y quienes fueron enfrentados por la Guardia Nacional, con el resultado de una manifestante muerta en el conflicto (Kitroeff, 2020).

En nuestro país se ha explorado sistemáticamente cómo el cambio climático se traducirá en impactos sobre la precipitación en las cuencas hidrológicas, y cómo esto, a su vez, cambiará el comportamiento de dichas cuencas, como se señala en los estudios reportados en el párrafo anterior. Sin embargo, hay menos estudios científicos sobre cuál será el

efecto de tales cambios sobre los recursos hídricos disponibles para uso humano en las localidades; y cuál será el impacto combinado de tal cadena de cambios sobre los retos y capacidades de gestión de los organismos operadores municipales para dotar de agua en suficiente cantidad y calidad a los hogares. A pesar de la incertidumbre y de los faltantes de conocimiento sobre los efectos del cambio climático en el ciclo que inicia con la lluvia y termina hasta que se abren los grifos (y todavía después, al gestionar el agua residual), existen suficientes elementos como para asumir que los problemas y conflictos sociales relacionados con la disponibilidad y el acceso al agua para uso doméstico tenderán a incrementarse de modo significativo, con los consecuentes impactos sobre el desarrollo, bienestar y salud humana, y de los ecosistemas (McCord, 2021; Conagua, 2018).

En México, hasta 2018, el sector público urbano era el segundo mayor concesionario de agua después de la agricultura, con 14 y 68% del volumen total concesionado para usos consuntivos, respectivamente (Conagua, 2018: 76). En un contexto de cambio climático y progresiva urbanización, los sectores usuarios se verán enfrentados a condiciones de escasez más agudas, orillando a gobiernos, productores y habitantes a encontrar modos alternativos de suplir esta brecha hídrica. Existen enormes oportunidades de gestión sustentable del agua en los sectores productivos, y particularmente en la agricultura, que en México y en otros países en desarrollo es señalada por su gran ineficiencia hídrica, y por el hecho de que la producción agrícola se exporta hacia países desarrollados; es decir, se exporta agua virtual en forma de alimentos (Hoekstra & Mekonnen, 2012; Lutz-Ley, Lee, Peralta, & Scott, 2018). Sin

embargo, ante escenarios de variabilidad significativa en las precipitaciones y aumentos notables en las temperaturas, todos los sectores usuarios de agua requerirán identificar e implementar, en diferentes grados, estrategias para adaptarse a los retos hídricos impuestos por el cambio climático combinado con la alta demanda de las poblaciones urbanas.

En tal sentido, las estrategias para el ahorro de agua en cualquier sector constituyen en sí mismas estrategias de adaptación ante los impactos hídricos del cambio climático. El IPCC define la adaptación como:

“(...) el proceso de ajuste al clima actual o esperado y a sus efectos. En sistemas humanos, la adaptación busca evitar o moderar los impactos negativos o explotar oportunidades y beneficios” (IPCC, 2014: 118).

En un sentido más social, Berkes y Jolly (2002) definen las estrategias de adaptación como aquellas formas en que las personas, sus hogares y comunidades modifican sus actividades, las reglas y las instituciones para asegurar sus modos de vida. Es decir, la adaptación se refiere a cualquier estrategia o acción, ya sea individual o colectiva, para enfrentar las consecuencias presentes o esperadas de los procesos de cambio climático en las distintas escalas de organización espacial y temporal de la vida humana. En contraste, la mitigación se refiere a cualquier estrategia o acción para eliminar o limitar las causas del cambio climático; es decir, aquellas acciones enfocadas en la reducción en las emisiones de gases de efecto invernadero y/o de sus efectos. Podría decirse en términos muy simplificados que la mitigación atiende las

causas del cambio climático, mientras que la adaptación atiende sus consecuencias. En muchas circunstancias, la conservación del agua para uso doméstico (o uso público urbano, de acuerdo con las categorías de la Comisión Nacional del Agua, Conagua) también puede representar una oportunidad de mitigación del cambio climático, porque cuando se reduce el consumo de agua también disminuye el consumo energético que implica su obtención, tratamiento y distribución, sobre todo si la energía empleada se genera con combustibles fósiles (Maas, 2009).

Un tema retador para las ciencias sociales y comportamentales ha sido cómo impulsar cambios perdurables en la conducta humana hacia formas de vida más sostenibles, y ahora más adaptables y resilientes ante el cambio climático. En el caso de los recursos hídricos, este asunto nos lleva a cuestionarnos sobre las motivaciones e incentivos de las personas para involucrarse en acciones de gestión sustentable del agua en distintas escalas de organización socio-temporal. Disciplinas desde la economía en sus múltiples vertientes (clásica, institucional, ecológica), hasta la antropología, sociología, psicología ambiental y gestión pública, por mencionar solo algunas, han propuesto distintos enfoques y factores clave para explicar e incidir en estas dinámicas, como se señala en la siguiente sección. En México, en particular, se carece de estudios sistemáticos a gran escala que identifiquen los factores que promueven la conservación de agua en los hogares; aunque sí se encuentran algunos que analizan los factores que afectan la demanda doméstica de agua a nivel nacional (ver, por ejemplo, Salazar-Adams & Pineda-Pablos (2010) en la siguiente sección). Del mismo modo, los estudios de caso o regionales que existen en la literatura limitan su análisis a solo uno o dos tipos de variables.

Junto con la existencia de estas brechas en el conocimiento para México, la reducción en la disponibilidad y acceso al agua para uso público urbano continúa perfilándose como uno de los grandes problemas de este siglo, e incluso algunas ciudades del país ya se han acercado peligrosamente a la “hora cero” en materia hídrica (Paredes, 2018). Esto ocurre a pesar de que aún faltan por verse los efectos más severos del cambio climático, que se proyectan para mediados y finales de este siglo (IPCC, 2021).

Considerando lo anterior, el objetivo general del presente trabajo es explorar el efecto conjunto de factores climáticos, de gestión y sociodemográficos sobre las prácticas de conservación de agua en los hogares de localidades mexicanas urbanas y rurales, a fin de establecer un diagnóstico que pueda orientar la formulación de políticas de adaptación ante los impactos hídricos del cambio climático. Este análisis se desarrolla a partir de los datos de la Encuesta Nacional de Hogares (ENH) de 2017, y su Módulo de Hogares y Medio Ambiente (MOHOMA), ambos producidos por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía en México (INEGI, 2017a; INEGI, 2017b). Los objetivos específicos que guían este análisis son: 1) examinar la distribución de las prácticas de ahorro de agua en los hogares; 2) explorar las percepciones sociales sobre el cambio climático asociadas con cambios en la precipitación y la temperatura en las localidades mexicanas; 3) examinar el efecto que variables de diversa naturaleza tienen sobre la realización de prácticas de ahorro de agua doméstica, y 4) probar la factibilidad del uso de bases de datos amplias y construidas sistemáticamente (en este caso, por INEGI) para probar relaciones entre factores de interés que respondan a los grandes retos nacionales presentes y futuros.

El artículo se estructura de la siguiente manera: después de esta introducción se ofrece una revisión sintetizada de los estudios recientes realizados en dicho campo, sus principales variables y enfoques de interés, así como sus hallazgos. En la tercera sección se describe el procedimiento metodológico que llevó a la obtención de los resultados que se presentan y discuten en el cuarto apartado. Finalmente, la quinta sección recoge las conclusiones del estudio y desarrolla una serie de recomendaciones para tomadores de decisiones y otros investigadores, mismas que pueden ser aplicables no solo al entorno mexicano sino, con sus debidas adaptaciones, a países de América Latina en general.

Ahorro de agua en los hogares

Los estudios científicos sobre el consumo y ahorro de agua en los hogares tienen una larga historia que se remonta, al menos, a inicios de la década de 1980, particularmente en países desarrollados de Europa y Norteamérica. Sin embargo, el tipo de variables incluidas, así como los enfoques analíticos aplicados, han variado con el tiempo. La investigación en el segundo de estos temas (el ahorro de agua) durante los últimos veinte años muestra mayor desarrollo de análisis y metaanálisis de literatura, con el objetivo de identificar y comparar grandes grupos de variables que podrían tener un efecto sobre el ahorro de agua doméstica. Por ejemplo, Campbell, Johnson y Larson (2004) evaluaron la efectividad relativa de distintos tipos de instrumentos de política pública para la conservación de agua: primero, aquellos relacionados con dispositivos tecnológicos para mejorar la eficiencia y el ahorro; segundo, las políticas

basadas en la comunicación y cooperación del público; tercero, los mecanismos económicos y de mercado, como precios y tarifas; y cuarto, las regulaciones o mecanismos institucionales o legales. Ellos hicieron un análisis de regresión múltiple, que involucró 41 variables en dichas categorías referidas a los hogares de la ciudad de Phoenix, Arizona, EUA, con datos entre 1990 y 1996. Los autores encontraron distintos tipos de resultados por grupo de variables, mismos que apuntan a la importancia y efecto positivo de los mecanismos de precio y el diseño tarifario sobre el ahorro de agua; el potencial efecto negativo de la introducción de dispositivos ahorradores (la gente tiende a consumir más si cree que está ahorrando en el proceso); el efecto positivo de la comunicación personalizada con los usuarios (respecto a sus estrategias de ahorro y retroalimentación sobre su consumo); y el efecto positivo y generalizado de los mecanismos institucionales (esto es, las reglas, aunque solo si son bien diseñadas).

Inman y Jeffrey (2006) (citado en Moglia, Cook, & Tapsuwan, 2018) mediante un metaanálisis también abordan la eficacia de cuatro grandes categorías de variables de intervención, y además evalúan los ahorros asociados con dichas estrategias en los distintos estudios incluidos en su análisis: 1) campañas en medios y programas de educación y concientización ciudadana reportan reducciones entre 2 y 20% en el consumo; 2) mecanismos de medición volumétrica en hogares (micromedición) asociados con esquemas tarifarios entre 16 y 56%; 3) mecanismos de medición inteligente y retroalimentación a las personas sobre su consumo entre 3 y 20%; y 4) dispositivos para ahorro y uso eficiente de agua señalan ahorros entre 12 y 80%, dependiendo de su

tipo y extensión. Destaca aquí un estudio hecho en Australia (Khastagir & Jayasuriya, 2010), donde se alcanzó hasta un 80% de ahorro en el consumo de agua de la red pública gracias a la implementación de sistemas domésticos para la captura de agua de lluvia.

Olmstead y Stavins (2009) aplican un enfoque de economía ambiental para comparar estrategias basadas en el precio contra estrategias no tarifarias en términos de cinco dimensiones: la habilidad de las estrategias para lograr eficazmente el ahorro de agua, su costo-efectividad, la equidad distributiva de las medidas, los retos del monitoreo y el cumplimiento, y su factibilidad política. Entre sus hallazgos destacan que el uso de medidas basadas en el precio es más costo-efectivo para el ahorro de agua doméstica que la implementación, monitoreo y seguimiento de estrategias no basadas en el precio. Además, considerando la elasticidad precio-demanda del consumo de agua, señalan que un aumento de precio del 10% en el largo plazo puede representar reducciones de hasta 6% en el consumo de agua doméstica en promedio, demostrando la eficacia de este tipo de medidas. Tales resultados varían dependiendo del contexto geográfico y socioeconómico de las localidades. Por ejemplo, Salazar-Adams y Pineda-Pablos (2010) reportan un estudio de los determinantes de la demanda de agua doméstica en 134 localidades mexicanas con más de 30 mil habitantes. De acuerdo con sus resultados, un aumento del 10% en el precio significaría una reducción de apenas 3.3% en el consumo per cápita, manteniendo el resto de las condiciones iguales. Dichos resultados apuntan a que la demanda de agua es relativamente inelástica (esto es,

disminuye proporcionalmente menos de la proporción en la que aumenta el precio).

Por otra parte, para que las medidas basadas en el precio funcionen, necesariamente debe haber medición volumétrica (micromedición) del consumo en los hogares, de modo que los usuarios puedan establecer una conexión entre su consumo y el incentivo económico para ahorrar agua (o no hacerlo) (Olmstead & Stavins, 2009; Salazar-Adams & Pineda-Pablos, 2010). Por último, aunque las medidas basadas en el precio pueden ser eficaces y eficientes en términos de sus costos de implementación, también pueden dar lugar a problemas distributivos en perjuicio de aquellos con menores ingresos, lo cual obliga a repensar estructuras tarifarias que sean sensibles socialmente. También puedenemerger conflictos relacionados con la inconformidad del público con el pago de tarifas más altas; por ello el tipo de políticas más implementadas globalmente por los organismos proveedores de agua municipal tienden a ser medidas no basadas en el precio, pues el incremento de tarifas puede ser políticamente muy costoso (Olmstead & Stavins, 2009).

La medición volumétrica del consumo de agua como medida para promover su conservación también fue analizada más recientemente por Tanverakul y Lee (2015) en el contexto de la sequía y las restricciones de agua en tres localidades de California, EUA. Mediante la comparación entre hogares que entraron por primera vez a un programa de cobro basado en la medición volumétrica del consumo, contra hogares que ya tenían este esquema previamente establecido, encontraron un efecto positivo y significativo de la medición volumétrica asociada con un esquema tarifario basado en el consumo medido, hasta estabilizarse en

los niveles de consumo similares a aquellos hogares que ya eran parte del esquema de cobro basado en medición volumétrica. A modo de reflexión, y reconociendo la complejidad de este asunto, Staddon (2010) indica en su trabajo que no es la micromedición por sí misma la que logra ahorros de agua significativos, sino la combinación entre medidas de precio y otras estrategias basadas en la educación, información y comunicación pública, y mejoras en la infraestructura. Existen incluso otros factores contextuales más generales que afectan el consumo y ahorro de agua en los hogares, y que son difíciles de aislar y analizar en la escala temporal y espacial requerida por los estudios de consumo doméstico de agua; por ejemplo, los factores de tipo climático.

Las variables relacionadas con el clima y su percepción han estado presentes desde el comienzo de estas investigaciones (p. ej., Campbell *et al.* (2004) introdujeron variables de precipitación y evapotranspiración en sus análisis de regresión, al igual que Salazar-Adams y Pineda-Pablos (2010), quienes también agregaron precipitación y temperatura máxima a sus análisis de elasticidad de la demanda reportados anteriormente en esta sección); pero solo en escasos estudios han adquirido centralidad este tipo de variables. Un ejemplo es el trabajo de Moglia, Grant e Inman (2009), quienes analizaron datos para 12 zonas urbanas de Sídney, Australia, y encontraron que la evaporación fue el factor más significativo en modelos de regresión para explicar la relación entre clima y consumo de agua. Además, descubrieron que la demanda de agua a nivel de hogar es más sensible a la evaporación y a la temperatura, y un poco menos sensible a la precipitación. En otro trabajo similar, Moglia *et al.* (2018) señalaron que, en Sídney, los cambios en la temperatura, el patrón de

lluvia y la evaporación tenían efectos moderados sobre el consumo de agua, y que hogares recientemente expuestos a la sequía y restricciones severas también tendían a usar menos agua que aquellos hogares con menos experiencia con este tipo de fenómenos hidrometeorológicos.

Si bien son escasos los estudios que colocan variables climáticas en el centro de la explicación sobre el consumo y ahorro de agua en los hogares, son aún menos frecuentes aquellos estudios que enfatizan las variables del cambio y la variabilidad climáticos, y no sólo variables climáticas en general. En este sentido, Moglia *et al.* (2009) concluían en su estudio que:

“en el caso de la respuesta individual en el comportamiento de uso de agua frente al cambio climático, existe poca información confiable (...) sin embargo, se reconoce que (...) distintos tipos de usos de agua tienen distintas sensibilidades al clima” (p. 82).

El cambio climático será un factor crítico para entender el uso de agua en el futuro.

En el contexto mexicano ha sido escasamente estudiada la relación entre cambio climático (o la percepción de éste) y el ahorro de agua doméstica. En el campo de los estudios sobre conservación de agua en México, se identifican de manera notable los trabajos de Corral-Verdugo, Bechtel y Fraijo-Sing (2003), y Corral-Verdugo y Frías-Armenta (2006), en los cuales, desde la psicología ambiental, se analizan los factores psicosociales que influyen en las conductas de conservación de agua residencial o doméstica en zonas áridas mexicanas. También se identifican desde un punto de vista econométrico y de gestión pública el

estudio de Salazar-Adams y Pineda-Pablos (2010) descrito previamente, y el de Jaramillo-Mosqueira (2005). En este último se evalúa el efecto de variables sociodemográficas, tarifarias y climáticas (temperatura y humedad, pero no indicadores de cambio climático) en el consumo de agua en hogares del Estado de México; sus hallazgos son similares a los obtenidos en otros estudios reportados en este apartado. También se encuentra el estudio de García-Salazar y Mora-Flores (2008) en Torreón y Gómez-Palacio, en la Comarca Lagunera, en el cual, entre otras cosas, confirmaron que la demanda de agua de las viviendas responde poco (es inelástica) a los cambios en las tarifas en ambas ciudades. Finalmente, Bigurra-Alzati, Ortiz-Gómez, Vázquez-Rodríguez, López-León y Lizárraga-Mendiola (2020) estudian estrategias de infraestructura verde para la conservación de agua en áreas habitacionales de una región árida de México; sin embargo, esto se analiza desde una visión de diseño e infraestructura urbana al nivel del hogar, y no con base en comportamientos de ahorro de agua.

Considerando tales antecedentes, la contribución más importante del presente estudio es analizar cómo un conjunto de variables sociodemográficas, de percepciones climáticas y de medición del consumo como mecanismo de cobro influyen en las prácticas de ahorro de agua doméstica en una muestra probabilística representativa de los hogares mexicanos ubicados en localidades urbanas y rurales. En este caso, la variable dependiente, el ahorro de agua, se mide a partir del autorreporte del informante de cada hogar encuestado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) en el marco de la ENH 2017 y su Módulo de Hogares y Medio Ambiente. Así, aunque existen limitaciones en la

forma de operacionalizar y medir algunas de las variables de interés, también se argumenta que la existencia de estos datos para una muestra de este tamaño y con representatividad nacional ofrece importantes oportunidades analíticas para entender la conservación de agua doméstica en el contexto del cambio y la variabilidad climáticos, aspecto que se volverá progresivamente más importante para México y otras regiones áridas del mundo.

Métodos y procedimientos

Datos

Se utilizan los datos de la Encuesta Nacional de Hogares (ENH) aplicada en 2017 por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2017a). Además, se utilizaron datos del Módulo de Hogares y Medio Ambiente (MOHOMA), que se aplicó junto con esta edición de la ENH. La base de datos de la ENH 2017 consta de tres subconjuntos o tablas correspondientes a las tres unidades de análisis de la encuesta: a) vivienda (110 variables); b) hogar (13 variables), y c) persona (58 variables). Por su parte, la base de datos correspondiente al MOHOMA consta de 219 variables y 14 505 casos válidos en su tabla general. Para el análisis de regresión solo se incluyeron aquellos hogares cuyos informantes reportaron que la vivienda estaba conectada a la red pública de agua potable de la localidad ($n = 13\,038$).

Cabe destacar que el nivel de representatividad estadística del MOHOMA es nacional, por lo cual los hallazgos aquí encontrados son



representativos en este nivel de agregación espacial, y no son generalizables a casos locales o regiones en particular. Las dos bases de datos (ENH y MOHOMA) se unieron mediante el folio de hogar para formar un solo conjunto de datos en el paquete estadístico SPSS 25. Posteriormente se revisaron para asegurar su integridad. También se recodificaron algunas de las variables seleccionadas para utilizarlas en el análisis.

En este análisis exploratorio se utilizan ítems del MOHOMA concernientes a las prácticas de ahorro de agua como variables dependientes que indican la conservación de agua para uso doméstico reportada en los hogares mexicanos. Como factores climáticos que pueden incidir en la conservación de agua se usan los ítems de percepción de cambios en la temperatura y precipitación, así como el reporte de impactos por fenómenos climáticos en el hogar. Como factores de gestión o institucionales se utiliza el modo de cobro del agua de la red pública a nivel de hogar y las evaluaciones de distintos aspectos de la calidad del servicio de agua potable, aunque dichas variables de calidad del servicio resultaron excluidas de los modelos finales por no resultar significativas en ninguno de los casos, como se explica más adelante. También se incluyen variables sociodemográficas en el análisis (edad, sexo, nivel educativo de la persona representante del hogar y tamaño de localidad). Estas últimas se obtuvieron directamente de la ENH. En la Tabla 1 se resumen las variables del estudio.

Tabla 1. Variables incluidas en el estudio.

Conjunto de datos	Nombre de la variable en base de datos de INEGI	Descripción de la variable	Valores
ENH- Tabla de persona	Edad	Edad de la persona informante del hogar	Continua en su forma original y recodificada en seis categorías de edad para este análisis: 1 = 18-30 años 2 = 31-40 años 3 = 41-50 años 4 = 51-60 años 5 = 61-70 años 6 = 71 y más años
	Sexo	Sexo de la persona informante del hogar	1 = Hombre 2 = Mujer
	nivel_inst	Nivel educativo de la persona informante del hogar	Doce categorías en su forma original y recodificada en cuatro categorías para el análisis: 0 = ninguna escolaridad 1 = nivel básico (preescolar, primaria y secundaria) 2 = nivel intermedio (preparatoria, escuela normal y estudios técnicos) 3 = nivel superior (licenciatura, maestría y doctorado)
MOHOMA-general	tam_loc	Tamaño de localidad	1 = 100 000 y más 2 = 15 mil a 99 999 3 = 2 500 a 14 999 4 = menos de 2 500
	ap_1	El hogar tiene agua de la red pública	1 = sí 2 = no
	ap_1_1	Modo de cobro del agua de la red pública	1 = lectura de medidor 2 = cuota fija 3 = no pagan el agua

Conjunto de datos	Nombre de la variable en base de datos de INEGI	Descripción de la variable	Valores
	gp_1	Cambios percibidos en la temperatura en la última temporada de calor con respecto a los últimos cinco años	1 = más calurosa 2 = menos calurosa 3 = no ha cambiado
	gp_2	Cambios percibidos en la precipitación en la última temporada de lluvias con respecto a los últimos cinco años	1 = más intensa 2 = menos intensa 3 = no ha cambiado
	gp_3	Hogar afectado por fenómeno climático durante el año anterior a la encuesta	1 = sí 2 = no
	ap_6_1	Agua reutilizada de lavadora, fregadero, o del lavado de frutas y verduras	
	ap_6_2	Llaves cerradas al momento de lavarse los dientes o enjabonarse	
	ap_6_3	Llenar el fregadero o tarja para lavar los trastes	1 = sí 0 = no
	ap_6_4	Recolección de agua en la regadera	
	ap_6_5	Carga completa en lavadora o lavavajillas	
	ap_6_6	Alimentos descongelados sin utilizar chorro de agua	
	ap_6_7	Reparación de fugas y mantenimiento a llaves e instalaciones de agua	
	ap_6_8	Lavado de coche con cubeta	
	ap_6_9	Recolección de agua de lluvia	
	ap_6_10	Jardín o plantas regadas por la mañana o por la noche	

Procedimiento de análisis

En una primera fase se obtuvo la estadística descriptiva univariada de todas las variables de interés, y se generaron tablas y gráficos con estos resultados iniciales. Posteriormente, a partir de las 10 prácticas de ahorro de agua que se incluyen en el MOHOMA, se creó una nueva variable de conteo con valores de 0 a 10 a través de la suma aritmética de las respuestas dependiendo de si se había realizado o no (1 = sí; 0 = no) cada práctica en el hogar durante la semana anterior a la aplicación de la encuesta de acuerdo con el reporte de la persona informante de dicho hogar. Esta nueva variable se utilizó como dependiente en regresiones de Poisson. Como predictoras se emplearon las variables de percepciones climáticas, de medición del consumo de agua y sociodemográficas en distintos modelos que se compararon hasta identificar los más adecuados. Los resultados del análisis de regresión se reportan mediante coeficientes exponenciados. Tales coeficientes representan la razón resultante del conteo de prácticas en determinada categoría de una variable respecto a la categoría de referencia de dicha variable. Se calcularon intervalos de confianza (I.C.) al 95%. Se consideraron asociaciones estadísticamente significativas cuando el rango del I.C. excluía el valor de 1.

Resultados y discusión

Caracterización de la muestra

El Módulo de Hogares y Medio Ambiente de la Encuesta Nacional de los Hogares 2017 se aplicó a un total de 14 505 hogares. Sin embargo, para el análisis que se presenta aquí, se incluyeron solo aquellos hogares que reportaron estar conectados a la red pública de agua potable; es decir, 13 038 o el 89.9% del total de hogares encuestados en el MOHOMA.

Una persona adulta representante por hogar se encuestó; 46% (6 001) eran hombres y 54% (7 037) mujeres. La edad promedio de las personas informantes fue de 43 años (desviación estándar de 16.84). Esta variable se recodificó en grupos de edad y las frecuencias por categoría pueden verse en el inciso A) de la Figura 1. En el inciso B) se observa también el nivel educativo de las personas informantes. En este caso, la variable también se recodificó en cuatro grupos: ninguna escolaridad; nivel básico (incluye preescolar, primaria y secundaria); nivel intermedio (preparatoria, escuela normal básica y estudios técnicos o comerciales); y nivel superior (licenciatura, maestría y doctorado). Más de la mitad de la muestra tenía nivel educativo básico.

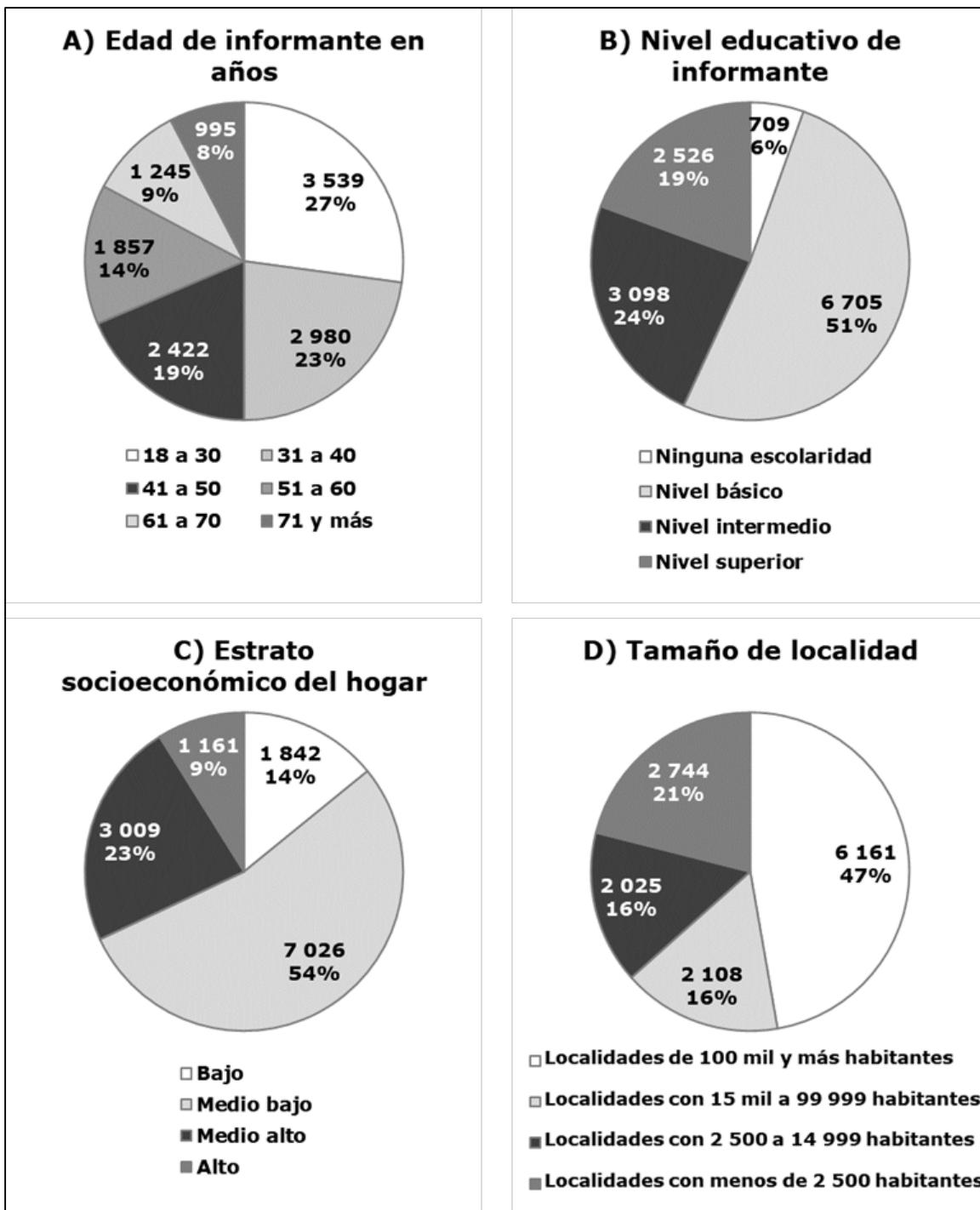


Figura 1. Características de la muestra. Fuente: elaboración propia con datos de la ENH 2017 y MOHOMA.

Los hogares encuestados se distribuyen entre cuatro estratos socioeconómicos predefinidos por el INEGI; esta variable se describe aquí para caracterizar de forma más adecuada la muestra, aunque no se incluyó en los análisis de regresión debido a problemas de colinealidad con la variable de tamaño de localidad y a la falta de control de los autores sobre los indicadores que utiliza el INEGI para construir este índice. Según se observa en el inciso C) de la Figura 1, el 54% de los hogares se ubica en el estrato socioeconómico medio bajo. En el inciso D) se observa que el 63% de la muestra corresponde a hogares ubicados en dos tamaños de localidades urbanas: desde 15 mil hasta 99 999, y aquellas con 100 mil o más habitantes, de acuerdo con la clasificación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Servicios de agua potable en los hogares

De los 14 505 hogares de la muestra, 89.9% (13 038 hogares) estaban conectados a la red pública de agua potable, 8.6% no lo estaban y además se tuvo 1.6% de los casos como valores perdidos en la base de datos para esta pregunta. De los 13 038 hogares conectados a la red pública, el 46% pagaba una cuota fija por su consumo de agua potable; mientras que en 44%, el consumo se cobraba a través de un medidor volumétrico (micromedición). El 9% reportó que el hogar no pagaba el agua, aunque en el cuestionario no se preguntó el motivo. Hubo 170 datos perdidos en esta pregunta (1%).

También se cuestionó a las personas informantes sobre su percepción en varios aspectos del servicio de agua potable de la red pública. En este caso, como se observa en la Figura 2, el aspecto mejor calificado globalmente es la atención a clientes en las oficinas, y los aspectos calificados como “malos” en mayor proporción son los relacionados con la reparación de fugas y la confianza que inspira el servicio en relación con la salud. Globalmente, más de la mitad de las personas informantes respondieron la opción “bueno” para calificar cada uno de los aspectos del servicio incluidos en el MOHOMA.

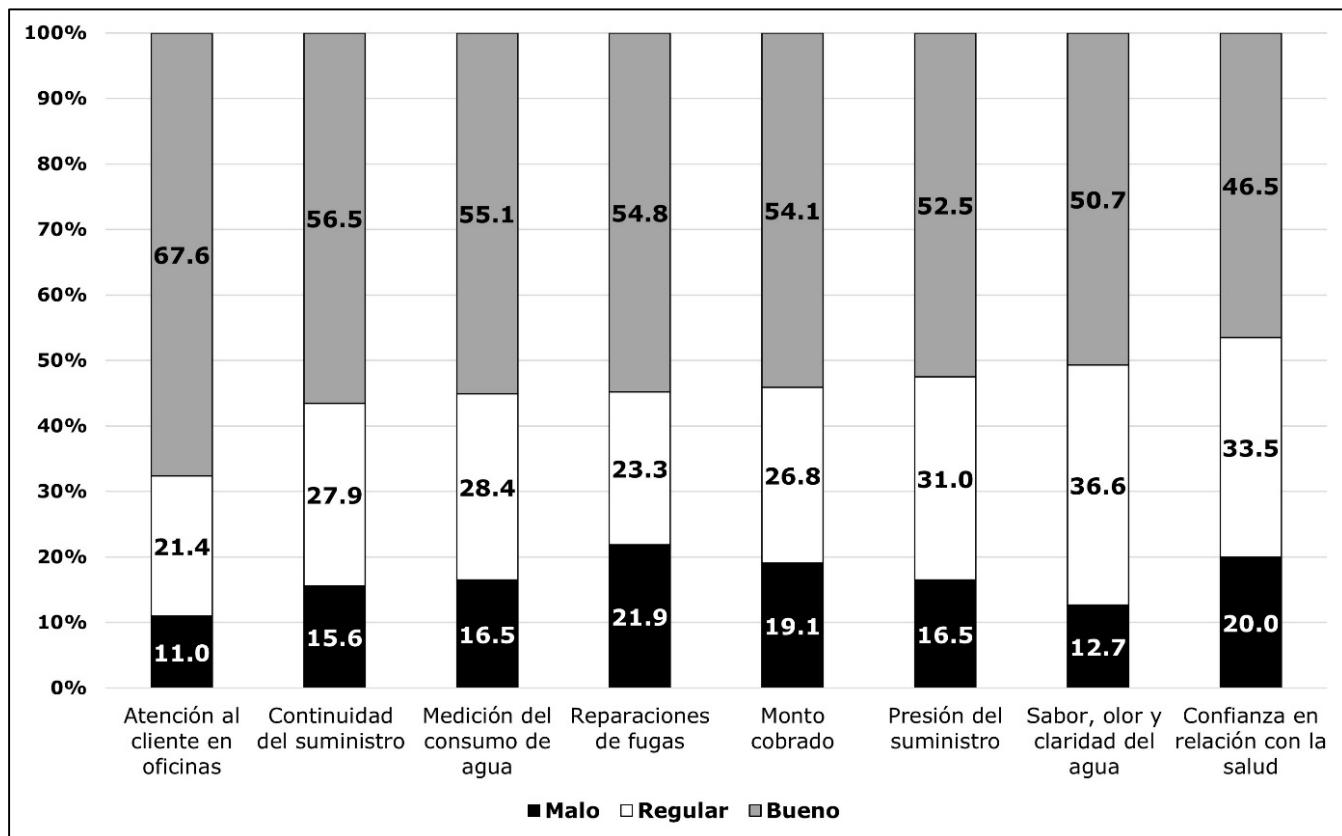


Figura 2. Aspectos del servicio de agua de la red pública. Fuente:
elaboración propia con datos de la ENH 2017 y MOHOMA.

Percepciones e impactos asociados con el cambio climático

Con respecto a las variables relacionadas con el cambio climático, en 81% de los hogares encuestados, la persona informante señaló que la temperatura fue más calurosa durante la temporada previa al levantamiento de la encuesta, en comparación con la temperatura de los últimos cinco años. Esto es coherente con los estudios y proyecciones de cambio climático hechos para México mediante modelos de circulación global y otras técnicas que no dependen de la percepción humana, y que indican un patrón general de calentamiento a través del territorio (Martínez-Austria *et al.*, 2014; Martínez-Austria *et al.*, 2016; Mateos *et al.*, 2016; Montero-Martínez *et al.*, 2010; Navarro-Estupiñan *et al.*, 2018). Por otra parte, el 11% señaló que la temperatura no ha cambiado y el 8% que le parecía menos calurosa.

En términos de la precipitación, en 57% de los hogares, la persona informante reportó que la lluvia de la última temporada previa a la aplicación de la encuesta fue menos intensa en comparación con los últimos cinco años. El 26% señaló que la lluvia le parecía más intensa, y para el 17% ésta no había cambiado. En este caso también se observa cierta coherencia con resultados de proyecciones y análisis estadísticos del cambio en la lluvia, que señalan menos certidumbre y más variabilidad, con efectos mixtos a través del territorio nacional.

Por último, el 12% de los informantes de la muestra reportaron que el hogar había experimentado el impacto de algún fenómeno climático



(sequía, inundación, helada, incendio, huracán o tormenta tropical) en el año inmediato anterior a la aplicación de la encuesta. Aproximadamente el 88% respondió de modo negativo, y hubo un caso perdido para esta pregunta en la base de datos obtenida del Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Debe señalarse que el cambio climático se refiere a cambios de largo plazo en las variables y patrones climáticos; es una “importante variación estadística en el estado medio del clima o en su variabilidad, que persiste durante un periodo prolongado (normalmente decenios o incluso más)” (IPCC, 2014: 120). Considerando esto, las preguntas del MOHOMA sobre la percepción de cambios en las temperaturas o la precipitación en la última temporada en comparación con los últimos cinco años no se refieren estrictamente al proceso global de cambio climático, que requiere una observación de periodos más largos. Sin embargo, el mismo INEGI ha agrupado estas preguntas en su encuesta dentro del “Apartado G. Cambio Climático”. Mientras que esta aclaración es pertinente, también es cierto que la literatura sobre percepción humana del cambio climático ha indicado el efecto de decaimiento de la memoria conforme pasa el tiempo (Böhm, Pfister, Salway, & Fløttum, 2019), lo que ocasionaría, para la mayoría de las personas, la imposibilidad de recordar con precisión el comportamiento climático de múltiples años, ya no diga décadas.

Lo anterior es un reto importante para la investigación sobre las dimensiones humanas del cambio climático, pues mientras el periodo mínimo de datos que se usa como “normal climatológica” es de 30 años; en términos de la memoria humana es difícil recuperar narrativas o respuestas de la población que cubran de manera fidedigna un periodo de

esa magnitud. Por ello, se consideran adecuadas a esta realidad las preguntas contenidas en el MOHOMA, a modo de *proxy* de percepción de cambio climático, o al menos de sus efectos parciales. También al ser incorporadas al modelo explicativo pueden ofrecer una aproximación preliminar a las relaciones entre las prácticas de ahorro de agua y la percepción de cambio climático en localidades de México.

Prácticas de ahorro de agua

En la Tabla 2 se observan las frecuencias en la realización de las 10 prácticas de ahorro de agua contenidas en el MOHOMA. Las tres prácticas más frecuentes son “cerrar la llave al lavarse los dientes o enjabonarse” (un 85% de las personas informantes reportaron que esto se había hecho en el hogar durante la semana anterior a la aplicación de la encuesta); “usar la lavadora o lavavajillas solo con la carga completa” (53%), y “reutilizar agua de la lavadora, el fregadero, o del lavado de frutas y verduras” (51%). Es notable que incluso para estas últimas dos prácticas, apenas poco más de la mitad de las personas informantes reportaron que se habían realizado en sus hogares durante la semana inmediata anterior al levantamiento de datos.

Tabla 2. Prácticas para el ahorro de agua en el hogar.

Núm.	¿Durante la semana pasada realizaron algunas de las siguientes prácticas para ahorrar agua en este hogar...?	n	%
1	Reutilizaron agua de la lavadora, el fregadero o del lavado de frutas y verduras	6 628	51
2	Cerraron la llave al lavarse los dientes o enjabonarse	11 054	85
3	Llenaron el fregadero o la tarja para lavar los trastos	4 601	35
4	Recolectaron el agua de la regadera hasta que sale caliente	2 519	19
5	Usaron la lavadora o lavavajillas solo con carga completa	6 916	53
6	Descongelaron alimentos sin usar el chorro de agua	5 266	40
7	Repararon fugas y dieron mantenimiento a llaves e instalaciones de agua	2 976	23
8	Lavarón el carro con cubeta	3 000	23
9	Recolectaron agua de lluvia	1 173	9
10	Regaron el jardín y las plantas temprano por la mañana o por la noche	4 916	38

Fuente: elaboración propia con datos de la ENH 2017 y MOHOMA.

El resto de las prácticas tiene frecuencias de 40% o menos, indicando importantes áreas de oportunidad para la gestión domiciliaria del agua. Destaca en este caso la baja incidencia de la recolección de agua de lluvia, con apenas el 9% de los hogares, la menor frecuencia entre todas las prácticas. Ello es importante en la medida que la investigación reciente en este campo ha demostrado la alta eficacia que dicha práctica tiene en la conservación de agua doméstica en entornos urbanos, al representar ahorros de hasta 80% en el volumen de agua que las personas utilizan de la red pública (Khastagir & Jayasuriya, 2010, citado en Moglia *et al.*, 2018). En general, se observa que existe mayor incidencia (al menos, autorreportada) de las prácticas que representan menor esfuerzo o inversión de tiempo y capital, y que existe mucho espacio para la mejora en el uso y conservación del agua doméstica en México.

Análisis de regresión

Se creó una variable dependiente mediante la suma aritmética de las prácticas individuales de ahorro reportadas en la sección anterior (los valores van de 0 a 10 e indican el número de prácticas de ahorro reportadas por el o la informante del hogar). El promedio de prácticas reportadas en los 13 038 hogares de la muestra es de 3.76, con una mediana de 4 y desviación estándar de 1.99. Esto significa que, globalmente, más de la mitad de los hogares encuestados reportan cuatro o menos de las 10 prácticas de ahorro en la lista del MOHOMA.

En la Tabla 3 se presentan los tres modelos de regresión desarrollados como parte de este análisis exploratorio. El modelo 1 “SD + Gestión” incluye el grupo de cuatro variables sociodemográficas (SD) (sexo, edad y nivel educativo de la persona informante, y tamaño de la localidad donde se ubica el hogar) y la variable de gestión que se refiere al modo de cobro de agua en el hogar. El modelo 2 “SD + Clima” incluye las mismas cuatro variables sociodemográficas y tres variables relacionadas con el cambio climático (percepción de cambios en la temperatura, percepción de cambios en la precipitación, y si el hogar fue impactado o no por un fenómeno climático el año inmediato anterior a la encuesta). Finalmente, el modelo 3 “SD + Gestión + Clima” incluye todas las variables del modelo 2, más el modo de cobro de agua en el hogar. El tercer modelo resultó ser el más adecuado, con los menores valores de AIC y BIC entre los tres modelos.

Tabla 3. Modelos de regresión de Poisson.

Variables	Prácticas de ahorro (media)	Modelo 1: SD + Gestión		Modelo 2: SD + Clima		Modelo 3: SD + Gestión + Clima	
		Exp(β)	IC 95%	Exp(β)	IC 95%	Exp(β)	IC 95%
Intercepto modelo	---	3.16	2.98, 3.35	3.40	3.21, 3.60	2.75	2.58, 2.95
Sexo							
Hombre	3.65	0.95**	0.93, 0.96	0.95**	0.93, 0.97	0.95**	0.93, 0.97
Mujer	3.85	Ref.	---	---	---	---	---
Edad							
18-30	3.77	1.02	0.98, 1.07	1.01	0.97, 1.06	1.02	0.98, 1.07

Variables	Prácticas de ahorro (media)	Modelo 1: SD + Gestión		Modelo 2: SD + Clima		Modelo 3: SD + Gestión + Clima	
		Exp(β)	IC 95%	Exp(β)	IC 95%	Exp(β)	IC 95%
31-40	3.82	1.06*	1.02, 1.10	1.05*	1.00, 1.09	1.06*	1.02, 1.10
41-50	3.88	1.08**	1.03, 1.13	1.07*	1.03, 1.12	1.08*	1.03, 1.12
51-60	3.83	1.08*	1.03, 1.12	1.07*	1.02, 1.11	1.07*	1.03, 1.12
61-70	3.69	1.06*	1.01, 1.11	1.06*	1.02, 1.11	1.06*	1.01, 1.11
71 y más	3.25	Ref.	---	---	---	---	---
Escolaridad							
Ninguna	2.80	0.71**	0.67, 0.75	0.69**	0.66, 0.73	0.71**	0.68, 0.75
Básica	3.56	0.87**	0.85, 0.89	0.86**	0.84, 0.88	0.88**	0.85, 0.90
Intermedia	4.04	0.97*	0.94, 0.99	0.97*	0.94, 0.99	0.97*	0.95, 0.99
Superior	4.22	Ref.	---	---	---	---	---
Tamaño de localidad							
100 000 y más	3.95	1.04*	1.01, 1.07	1.09**	1.07, 1.12	1.05**	1.02, 1.08
15 000-99 999	3.81	1.04*	1.00, 1.07	1.08**	1.04, 1.11	1.05*	1.01, 1.08
2 500-14 999	3.61	1.02	0.99, 1.05	1.04*	1.00, 1.07	1.02	0.99, 1.06
Menos de 2 500	3.41	Ref.	---	---	---	---	---
Modo de cobro de agua							
Con medidor	4.03	1.30**	1.25, 1.35			1.30**	1.26, 1.35
Cuota fija	3.68	1.24**	1.19, 1.28			1.24**	1.19, 1.28
No pagan el agua	2.90	Ref.	---			---	---
Cambios en la temperatura							

Variables	Prácticas de ahorro (media)	Modelo 1: SD + Gestión		Modelo 2: SD + Clima		Modelo 3: SD + Gestión + Clima	
		Exp(β)	IC 95%	Exp(β)	IC 95%	Exp(β)	IC 95%
Más calurosa	3.82			1.07**	1.04, 1.10	1.06**	1.03, 1.19
Menos calurosa	3.52			1.00	0.95, 1.04	1.00	0.96, 1.05
No ha cambiado	3.48			Ref.	---	---	---
Cambios en la precipitación							
Más intensa	3.95			1.10**	1.07, 1.13	1.10**	1.07, 1.13
Menos intensa	3.76			1.07**	1.04, 1.10	1.07**	1.04, 1.10
No ha cambiado	3.50			Ref.	---	---	---
Hogar afectado por evento climático							
Sí	3.91			1.07**	1.04, 1.10	1.08**	1.06, 1.11
No	3.74			Ref.	---	---	---
Diagnóstico	AIC	53310.68		54111.95		53196.57	
	BIC	53422.62		54246.51		53345.82	

Nota: "SD" significa "sociodemográficas".

* $p < 0.05$.

** $p < 0.001$.

La variable de "estrato socioeconómico" predefinida por INEGI se incluyó en los modelos preliminares, pero se eliminó de los presentados finalmente aquí porque mostraba alta colinealidad con la variable de tamaño de localidad; sin embargo, se considera que el conjunto de las cuatro variables sociodemográficas que se incluyeron provee información



en este sentido. También en corridas preliminares de los modelos se habían incluido dos variables de gestión sobre la percepción de calidad del servicio de agua potable en términos de la presión y continuidad del suministro. Sin embargo, fueron excluidas de los modelos porque no añadían poder explicativo significativo.

Los hallazgos más importantes en relación con estos tres modelos apuntan a la variable de modo de cobro como predictor importante de las prácticas de ahorro de agua. Esto es coincidente con los estudios de conservación de agua doméstica que se enfocan en variables económicas o de precio (Inman & Jeffrey, 2006; Koop, Van Dorssen, & Brouwer, 2019; Olmstead & Stavins, 2009; Salazar-Adams & Pineda-Pablos, 2010; Saurí, 2013; Tanverakul & Lee, 2015). La categoría de modo de cobro a través de la medición del consumo es la que indica el efecto más grande. Quienes se encuentran en esta categoría muestran un 30% ($\text{Exp}[\beta] = 1.30, p < 0.001$) más de prácticas de ahorro reportadas en comparación con aquellos que no pagan el agua. Por otra parte, aquellos hogares donde hay un cobro fijo, independiente del volumen consumido, muestran un 24% ($\text{Exp}[\beta] = 1.24, p < 0.001$) más de prácticas de ahorro en comparación con el grupo de referencia, que no paga el agua y que, por lo tanto, podría decirse que está fuera del marco normativo-administrativo que regula la relación consumo-cobro del agua. Esto prueba, al menos en parte, que conforme se fortalece o se formaliza la relación entre consumo y cobro a través de la medición volumétrica del consumo, las personas tienden a conservar más el agua en sus hogares, lo cual confirma hallazgos previos en otras partes del mundo (Tanverakul & Lee, 2015).

A nivel nacional, en el Programa de Indicadores de Gestión de Organismos Operadores (PIGOO) de la Conagua, se había estimado el porcentaje de micromedición del agua en los hogares de México entre 54 y 61% en el periodo de 2002 a 2012 (Hansen & Alcocer, 2013). Un par de años después, el porcentaje de hogares cuyo cobro del agua depende de un micromedidor es de apenas 44% de los hogares conectados a redes públicas de agua potable de acuerdo con los datos de la ENH 2017 y el MOHOMA aquí reportados. Esto significa que existe una importante brecha de gestión para el logro de la conservación de agua como medida adaptativa frente a los efectos hídricos y de temperatura del cambio climático. Esta brecha implica, por un lado, una falta de información a modo de retroalimentación para el propio usuario doméstico respecto a sus comportamientos de uso y conservación; y por otro, la ausencia de indicadores confiables que sirvan como base para el diseño de política pública en esta materia.

En segundo lugar, también los efectos de la percepción de cambios en la temperatura y precipitación, así como el impacto de algún fenómeno climático en el hogar se mantuvieron a través de los modelos; pero es importante señalar que dicho efecto fue pequeño para todas las variables de este conjunto, como se detalla a continuación.

Las prácticas de ahorro de agua tanto entre quienes perciben lluvias más intensas como menos intensas se diferencia de modo estadísticamente significativo con respecto a aquellos que no perciben ningún cambio en la lluvia. Sin embargo, la dirección de tales diferencias parece ser contraintuitiva, pues quienes perciben lluvias más intensas son aquellos que reportan la realización de mayor número de prácticas de

conservación. Quienes perciben lluvias más intensas tienden a mostrar un 10% más de prácticas de ahorro en el hogar con respecto a quienes no perciben ningún cambio en la lluvia ($\text{Exp}[\beta] = 1.10, p < 0.001$). Quienes perciben lluvias menos intensas reportan en promedio un 7% más de prácticas de ahorro de agua ($\text{Exp}[\beta] = 1.07, p < 0.001$). El hecho de que aquellos que perciben lluvias más intensas tiendan a reportar más prácticas de ahorro de agua podría relacionarse con la experiencia de inundaciones, pues en la base de datos del MOHOMA se observa que éste fue el fenómeno reportado con más frecuencia entre quienes dijeron que su hogar había sido impactado por un evento climático. Las inundaciones se asocian muchas veces con la afectación sobre el suministro de agua potable, lo cual apuntaría a un asunto de calidad del agua, más que de cantidad, como podría ser el caso para aquellos que perciben menos intensidad de las lluvias. Es necesario continuar explorando a detalle estos datos en el futuro para encontrar una explicación plausible a tales resultados, e incluir otro tipo de variables climáticas y poblacionales para controlar dichos efectos.

Con respecto a la percepción del cambio en la temperatura, aquellos que percibieron ésta como más calurosa en relación con los últimos cinco años realizaron en promedio hasta 7% ($\text{Exp}[\beta] = 1.07, p < 0.001$, modelo 2) y 6% ($\text{Exp}[\beta] = 1.06, p < 0.001$, modelo 3) más prácticas de ahorro de agua en comparación con aquellos que no percibieron ningún cambio. No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre aquellos que no percibieron ningún cambio en la temperatura y aquellos que percibieron temperaturas menos calurosas. Este hallazgo confirma lo encontrado por Moglia *et al.* (2009) en Australia, al indicar una relación

positiva entre la temperatura y el ahorro de agua. Sin embargo, tales resultados contradicen parcialmente lo que señalan estos autores respecto a que el uso y ahorro de agua en los hogares es más sensible a los cambios en la temperatura y consecuente evaporación, que a los cambios en la precipitación. En los modelos 2 y 3, la percepción de cambio en la precipitación mostró efectos mayores que la percepción de cambio en la temperatura; aunque esto puede relacionarse con la forma en que estos indicadores han sido medidos en el MOHOMA a través de la percepción de las personas informantes y no con base en una medición instrumental sistemática de variables climáticas. Ello apunta a la importancia de la percepción humana como mediadora entre los cambios en los parámetros climáticos y las estrategias de adaptación practicadas.

Aquellos en hogares afectados por un evento climático en el año inmediato anterior a la encuesta mostraron un 7% ($\text{Exp}[\beta] = 1.07, p < 0.001$, en el modelo 2) y 8% ($\text{Exp}[\beta] = 1.08, p < 0.001$, en el modelo 3) más de prácticas de ahorro de agua en comparación con aquellos hogares que no experimentaron dichos impactos. Como ya se señaló, los dos fenómenos climáticos reportados con más frecuencia en la encuesta fueron las inundaciones y las sequías. Moglia *et al.* (2018) señalan que la experiencia reciente con la sequía puede promover la conservación del agua doméstica. Los datos particulares del tipo de fenómeno climático que afectó a los hogares mexicanos, aunque sí se reportan en el MOHOMA, no se incluyeron en este análisis debido a la menor calidad de los registros; sin embargo, en futuros estudios se busca incorporar una mayor variedad de factores relacionados con el cambio climático.

Por último, entre las variables sociodemográficas con los efectos más importantes, se encuentra que tener mayor nivel educativo y una edad productiva (de 31 a 70 años) se relaciona de forma positiva con el reporte de realización de prácticas de ahorro de agua, lo cual confirma lo que se ha observado en estudios previos (Corral-Verdugo *et al.*, 2003; Corral-Verdugo & Frías-Armenta, 2006). Por otra parte, la categoría “hombre” mostró menor incidencia de prácticas de ahorro de agua doméstica en comparación con la categoría “mujer”. Esto probablemente refleja ciertos roles domésticos de los que son responsables de forma usual las mujeres, y que implican uso y ahorro de agua en los hogares; pero tales resultados deben tomarse con cautela, pues el sexo de la persona, así como otras variables sociodemográficas individuales, se refieren al representante que respondió la encuesta en referencia a las prácticas en su hogar, y no en referencia a sus prácticas individuales específicas.

El tamaño de la localidad donde se encontraba el hogar también mantuvo un efecto significativo y consistente a través de los tres modelos, indicando que las localidades urbanas en todos los casos tienden a reportar mayor cantidad de prácticas de ahorro en los hogares; y esta significancia se incrementa al pasar del modelo 1, que solo incluye la medición del consumo, a los modelos 2 y 3, que integran además variables climáticas. Esto podría deberse al efecto relativo de la urbanización y la concentración poblacional sobre una mayor probabilidad de escasez, o al menos de percepción de escasez de agua, en comparación con la que podría ocurrir en localidades rurales. También es necesario considerar que algunas de las prácticas de ahorro implicaban el

uso de implementos que son más frecuentes en hogares urbanos que en los rurales (p. ej., lavadoras, lavavajillas, automóviles, etc.). Esto también indica, en consonancia con lo señalado por Liu, Wang, Zhao, Ao y Yang (2020) para comunidades en China, la necesidad de distinguir los factores culturales, actitudinales, de infraestructura, y de gestión entre localidades urbanas y rurales. Una gran mayoría de los estudios científicos en este campo se ha enfocado en las primeras, en detrimento de las segundas, y México no es la excepción al respecto.

Finalmente, es necesario considerar estos resultados a la luz del contexto más amplio del uso y la gestión del agua doméstica en México, pues los hogares representan tan sólo una de las múltiples unidades sociales que serían responsables de su adecuada gestión. El artículo 115 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos señala a los gobiernos municipales como los principales responsables de la prestación y gestión de los servicios públicos de agua potable, drenaje, alcantarillado y tratamiento, y disposición de aguas residuales (Aboites, 2009; Pineda-Pablos, 2002). Sin embargo, la literatura ha evidenciado de modo consistente, con pocas excepciones, la baja capacidad y alta ineficiencia que tienen los organismos municipales para gestionar el agua de uso público urbano tanto en términos de su eficiencia física (cuánta agua producida llega en realidad a los usuarios y se factura) como comercial (cuánta del agua facturada llega a cobrarse de manera efectiva) y global (el producto de multiplicar la eficiencia física y la eficiencia comercial) (Hansen & Alcocer, 2013; Lutz-Ley & Salazar-Adams, 2011). También se ha analizado la eficiencia financiera de organismos operadores, aunque no para todo el país (Galindo-Escamilla, 2019).

En un contexto de organismos inefficientes, con grandes deudas, infraestructura envejecida o deficiente, pobemente financiados y muchas veces cooptados por factores políticos, establecer políticas efectivas de gestión de la demanda a nivel doméstico representa un reto importante. En un sentido más trascendente, las fallas en el desempeño se han asociado con una pérdida de confianza de la ciudadanía en sus instituciones y esto puede traducirse en un bajo involucramiento ciudadano en cualquier práctica de ahorro de agua, o más generalmente, en cualquier política gubernamental (Rivera, 2019). Es posible que muchos ciudadanos encuentren difícil involucrarse en el ahorro de agua en sus hogares si, además, la ciudad tiene altas pérdidas por fugas e inefficiencias.

Los resultados del análisis aquí presentado apuntan a la importancia de impulsar y financiar medidas de gestión basadas en el aumento de la micromedición y acompañadas de intervenciones para incrementar las capacidades ciudadanas sobre prácticas de conservación. Esto podría mejorar no solo nuestra capacidad adaptativa frente a los impactos hídricos del cambio climático, sino también otros indicadores de desempeño aquí señalados. A pesar de su influencia relativamente pequeña, la percepción cada vez mayor de los impactos climáticos podría tener efectos sinérgicos positivos en contextos donde las ciudades sean mejores gestoras de agua.

Conclusiones

El objetivo general de este trabajo fue explorar, mediante análisis de regresión, el efecto relativo de tres tipos de variables sobre las prácticas de ahorro de agua doméstica en hogares mexicanos: variables sociodemográficas (sexo, edad, nivel educativo y tamaño de localidad); de gestión (modo de cobro del agua consumida de la red pública); y de cambio climático (percepción de cambios en la temperatura y la precipitación, y si el hogar fue impactado por un fenómeno climático). Estas relaciones se exploraron utilizando datos de 13 038 hogares participantes en la Encuesta Nacional de los Hogares, desarrollada por INEGI en 2017, junto con su Módulo de Hogares y Medio Ambiente. Entre las contribuciones más importantes de este trabajo se encuentra la inclusión en el análisis de variables asociadas con cambio climático y su efecto sobre la conservación de agua doméstica, así como cubrir una brecha importante en el conocimiento de este tema en México, gracias a un conjunto de datos que son representativos a nivel nacional y trastocan un tema crítico en las próximas décadas: los impactos del cambio climático global sobre los recursos hídricos del país.

A partir de los hallazgos de este estudio se encontró que más de la mitad de los hogares encuestados reportan cuatro o menos de las prácticas de ahorro de agua doméstica incluidas en el MOHOMA, lo cual indica un área de oportunidad importante en materia de política pública e intervenciones para la sostenibilidad hídrica en los hogares mexicanos. Es interesante ver que las prácticas disminuyen conforme se vuelven más complejas, costosas, o requieren ciertos conocimientos; tal es el caso de

la captura de agua de lluvia, que fue la menos reportada (apenas 9% de la muestra reportó su realización), a pesar de que estudios en otras partes del mundo indican la importante contribución de esta estrategia para reducir el consumo que los hogares hacen del agua de las redes públicas.

La variable de modo de cobro es un predictor importante de las prácticas de ahorro de agua en los hogares. La categoría de modo de cobro a través de medidor del consumo (micromedición) es la que muestra el efecto más grande en cuanto a la categoría de referencia (hogares que no pagan el agua), y éste se sostiene estadísticamente significativo aun incluyendo variables climáticas y sociodemográficas. Las variables climáticas asociadas con percepciones de cambios en temperatura, precipitación y haber experimentado impactos de un fenómeno climático en el hogar tienen efectos también positivos, pero más pequeños sobre las prácticas de ahorro de agua (de 7 a 10%), aunque igualmente significativos.

Estos hallazgos apuntan a la importancia de la gestión e institucionalización de la relación consumo-cobro del servicio mediante la micromedición volumétrica como un factor clave en la conservación de agua de uso doméstico en un contexto de cambio climático en México. También apunta a la importancia que podría tener la experiencia progresiva del cambio climático y sus efectos (mayores temperaturas, lluvias más variables, fenómenos extremos más frecuentes) sobre la disposición del público a establecer, y aceptar formas más institucionalizadas y regulares de la medición de su consumo y el cobro del servicio, y otras políticas de conservación en los hogares.

Sin embargo, esto también abre la discusión a dos temas centrales en la gestión del agua de uso doméstico en México: primero, las implicaciones de justicia socioambiental para aquellos incapaces de pagar el servicio y la necesidad de, aun así, garantizar el derecho humano al agua en el país. Segundo, es imperiosa la necesidad de abordar las relaciones de confianza y transparencia entre los organismos operadores de agua y sus comunidades de usuarios, para prevenir o aminorar el alto costo político que usualmente tiene cualquier intervención relacionada con la micromedición y los cambios en esquemas tarifarios que por lo general la acompañan. Aunque establecer una cobertura de micromedición generalizada no es de manera necesaria equivalente a establecer un esquema tarifario o un sistema de cobro más eficiente, definitivamente la primera permite que la segunda ocurra. La literatura revisada en este trabajo reporta que el uso de instrumentos económicos en la conservación de agua doméstica tiende a representar altos costos políticos para los gestores y tomadores de decisiones, haciendo de éste un factor limitante de la gestión hídrica eficiente para muchas ciudades, no solo las mexicanas. Sin embargo, en el contexto del cambio climático y sus efectos, la falta o disminución del acceso al agua de calidad y cantidad suficientes para el consumo en los hogares tendría un costo político aún mayor, sin considerar el costo social, ambiental y económico de dicha falta.

Entre las limitaciones del presente trabajo se encuentra que los datos han dependido del autorreporte de las personas representantes de los hogares, y esto no ha podido contrastarse con mediciones sistemáticas de variables climáticas o de fenómenos meteorológicos extremos. En

futuras investigaciones en este campo es necesario incluir otro tipo de indicadores climáticos y de gestión pública del agua a nivel local, no solo aquellos basados en la percepción, que son subjetivos y altamente relativos a las condiciones de cada hogar y persona. Con todo, los indicadores basados en la percepción son críticos en los estudios de las dimensiones humanas del cambio climático, pues percibir un problema es requisito necesario para que las personas respondan a él. El mismo caso existe con las prácticas de ahorro de agua, que son reportadas por la persona que responde en referencia a todo su hogar. Otro aspecto limitante es que el nivel de representatividad de los datos es nacional y ello dificulta utilizar otro tipo de datos socioeconómicos y de riesgo climático que son producidos por agencias como la Conagua a nivel municipal, o de cuenca.

En el futuro inmediato se plantea la necesidad de avanzar en este campo de estudios mediante la incorporación de otras variables de interés a partir del catálogo contenido tanto en las distintas ediciones de la ENH como en el MOHOMA, y que ampliaría las posibilidades de diagnóstico en materia de adaptación y mitigación del cambio climático (p. ej., en temas de uso de energía, movilidad, contaminación y salud). Una posibilidad analítica es utilizar estas bases de datos para regionalizar el territorio nacional mediante criterios hídricos, climáticos y socioeconómicos; y comparar cómo se diferencian las percepciones sobre el cambio climático, la realización de las prácticas de ahorro y el peso relativo que tienen sobre ellas tanto la micromedición como las variables de percepción climática. Existe un gradiente climático y ecológico importante en México, y es muy probable que el peso relativo de estas variables sea distinto para el norte

y sur del país. Por último, se recomienda la búsqueda de otro tipo de datos compatibles que den cuenta de aspectos de vulnerabilidad en materia hídrica, en desarrollo y en salud humana que estén disponibles en menores niveles de agregación espacial.

Referencias

- Aboites, L. (2009). *La decadencia del agua de la nación. Estudio sobre desigualdad social y cambio político en México. Segunda mitad del siglo XX*. México, DF, México: El Colegio de México.
- Berkes, F., & Jolly, D. (2002). Adapting to climate change: Social-ecological resilience in a Canadian western Arctic community. *Conservation Ecology*, 5(2), 18. Recuperado de <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art18>
- Bigurra-Alzati, C. A., Ortiz-Gómez, R., Vázquez-Rodríguez, G. A., López-León, L. D., & Lizárraga-Mendiola, L. (2020). Water conservation and green infrastructure adaptations to reduce water scarcity for residential areas with semi-arid climate: Mineral de la Reforma, Mexico. *Water*, 13(1), 45. DOI: 10.3390/w13010045
- Böhm, G., Pfister, H. R., Salway, A., & Fløttum, K. (2019). Remembering and communicating climate change narratives. The influence of world views on selective recollection. *Frontiers in Psychology – Environmental Psychology*, 10, 1026. DOI: 10.3389/fpsyg.2019.01026



Campbell, H. E., Johnson, R. M., & Larson, E. H. (2004). Prices, devices, people, or rules: The relative effectiveness of policy instruments in water conservation. *Review of Policy Research*, 21(5), 637-662. DOI: 10.1111/j.1541-1338.2004.00099.x

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México. Edición 2018*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.

Corral-Verdugo, V., Bechtel, R. B., & Fraijo-Sing, B. (2003). Environmental beliefs and water conservation: An empirical study. *Journal of Environmental Psychology*, 23(3), 247-257. DOI: 10.1016/S0272-4944(02)00086-5

Corral-Verdugo, V., & Frías-Armenta, M. (2006). Personal normative beliefs, antisocial behavior, and residential water conservation. *Environment and Behavior*, 38(3), 406-421. DOI: 10.1177/0013916505282272

Galindo-Escamilla, E. (2019). Buscando la eficiencia financiera en pequeños sistemas de agua potable. Una propuesta metodológica. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(3), 219-248. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-09

García-Salazar, J. A., & Mora-Flores, J. S. (2008). Tarifas y consumo de agua en el sector residencial de la Comarca Lagunera. *Región y Sociedad*, 20(42), 119-132. DOI: 10.22198/rys.2008.42.a511

Hansen, M. P., & Alcocer, V. H. (2013). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores. Informe final (HC1308.1)*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de http://www.pigoo.gob.mx/Informes/HC1308-1_IndicadoresdeGestionPrioritariosenOrganismosOperadores.pdf

Hoekstra, A. Y., & Mekonnen, M. M. (2012). The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(9), 3232-3237. DOI: 10.1073/pnas.1109936109

Inman, D., & Jeffrey, P. (2006). A review of residential water conservation tool performance and influences on implementation effectiveness. *Urban Water Journal*, 3(3), 127-143. DOI: 10.1080/15730620600961288

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Encuesta nacional de los hogares 2017*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/enh/2017/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Módulo de hogares y medio ambiente de la encuesta nacional de los hogares*. Recuperado de www.inegi.org.mx/programas/mohoma/2017/#:~:text=El%20deposito%20del%20M%C3%B3dulo%20de,adopci%C3%B3n%20de%20medidas%20ambientales%20y

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). Annex II: Glossary. In: Pachauri, R. K., Meyer, L. A. (eds.), & Core Writing Team. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, (pp. 117-130). Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for policy makers*. Recuperado de

https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf

Jaramillo-Mosqueira, L. A. (2005). Evaluación econométrica de la demanda de agua de uso residencial en México. *El Trimestre Económico*, 72(286), 367-390. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=31340942005>

Khastagir, A., & Jayasuriya, N. (2010). Optimal sizing of rainwater tanks for domestic water conservation. *Journal of Hydrology*, 381(3-4), 181-188. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.040

- Kitroeff, N. (2020). "Es una guerra": la lucha por el agua estalla en la frontera de México. *The New York Times-América Latina*. Recuperado de <https://www.nytimes.com/es/2020/10/14/espanol/america-latina/chihuahua-mexico-pago-agua.html#:~:text=5-'Es%20una%20guerra'%3A%20la%20lucha%20por%20el%20agua%20estalla,recurso%20cada%20vez%20m%C3%A1s%20escaso>
- Koop, S. H. A., Van Dorssen, A. J., & Brouwer, S. (2019). Enhancing domestic water conservation behaviour: A review of empirical studies on influencing tactics. *Journal of Environmental Management*, 247, 867-876. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.06.126
- Liu, Y., Wang, Y., Zhao, H., Ao, Y., & Yang, L. (2020). Influences of building characteristics and attitudes on water conservation behavior of rural residents. *Sustainability*, 12(18), 7620. DOI: 10.3390/su12187620
- Lutz-Ley, A. N., Lee, R., Peralta, Y., & Scott, C. A. (2018). Water-exporting deserts: Food and water security in North America's transboundary Sonoran Desert. In: Allan, A., Bromwich, B., Keulertz, M., & Colman, A. (eds.). *Oxford handbook of water, food and society* (pp. 344-362). Oxford, UK: Oxford University Press.
- Lutz-Ley, A. N., & Salazar-Adams, A. (2011). Evolución y perfiles de eficiencia de los organismos operadores de agua potable en México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 26(3), 563-599.

Maas, C. (2009). *Greenhouse gas and energy co-benefits of water conservation. Research Report of POLIS Project on Ecological Governance.* University of Victoria. Recuperado de <http://dspace.library.uvic.ca/handle/1828/7966>

Martínez-Austria, P. F., Bandala, E. R., & Patiño-Gómez, C. (2016). Temperature and heat wave trends in northwest Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 20-26. DOI: 10.1016/j.pce.2015.07.005

Martínez-Austria, P. F., Patiño-Gómez, C., & Tamayo-Escobar, J. E. (2014). Análisis de tendencias climáticas en la cuenca baja del río Yaqui, Sonora, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(6), 135-149

Mateos, E., Santana, J. S., Montero-Martínez, M. J., Deeb, A., & Grunwaldt, A. (2016). Possible climate change evidence in ten Mexican watersheds. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 10-19. DOI: 10.1016/j.pce.2015.08.009

McCord, H. (11 de septiembre, 2021). A sinking, thirsty city: The water crisis in Mexico City. *Latin America Reports*. Recuperado de <https://latinamericareports.com/a-sinking-thirsty-city-the-water-crisis-in-mexico-city/6075/>

Moglia, M., Cook, S., & Tapsuwan, S. (2018). Promoting water conservation: Where to from here? *Water*, 10(11), 1510. DOI: 10.3390/w10111510

Moglia, M., Grant, A. L., & Inman, M. P. (2009). Estimating the effect of climate on water demand: Towards strategic policy analysis. *Australasian Journal of Water Resources*, 13(2), 81-94. DOI: 10.1080/13241583.2009.11465363

Montero-Martínez, M. J., Martínez-Jiménez, J., Castillo-Pérez, N. I., & Espinoza-Tamarindo, B. E. (2010). Escenarios climáticos en México proyectados para el siglo XXI: precipitación y temperaturas máxima y mínima. En: Martínez-Austria, P., & Patiño-Gómez, C. (eds.). *Atlas de vulnerabilidad hídrica en México ante el cambio climático* (pp. 39-63). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Navarro-Estupiñan, J., Robles-Morua, A., Vivoni, E. R., Zepeda, J. E., Montoya, J. A., & Verduzco, V. S. (2018). Observed trends and future projections of extreme heat events in Sonora, Mexico. *International Journal of Climatology*, 38(14), 5168-5181. DOI: 10.1002/joc.5719

Olmstead, S. M., & Stavins, R. N. (2009). Comparing price and non-price approaches to urban water conservation. *Water Resources Research*, 45(4), W04301. DOI: 10.1029/2008WR007227

Paredes, A. (17 de octubre, 2018). El cambio climático: llegamos ya a la hora cero. *Forbes México*. Recuperado de <https://www.forbes.com.mx/el-cambio-climatico-llegamos-ya-a-la-hora-cero/>

Pineda-Pablos, N. (2002). La política urbana de agua potable en México: del centralismo y los subsidios a la municipalización, la autosuficiencia y la privatización. *Región y Sociedad*, 14(24), 41-69. DOI: 10.22198/rys.2002.24.a698

Rivera, S. (2019). Confianza y participación política en América Latina. *Revista Mexicana de Ciencias Políticas y Sociales*, 64(235), 555-583. DOI: 10.22201/fcpys.2448492xe.2019.235.65728

Salazar-Adams, A., & Pineda-Pablos, N. (2010). Factores que afectan la demanda de agua para uso doméstico en México. *Región y Sociedad*, 22(49), 3-16. DOI: 10.22198/rys.2010.49.a420

Saurí, D. (2013). Water conservation: Theory and evidence in urban areas of the developed world. *Annual Review of Environment and Resources*, 38, 227-248. DOI: 10.1146/annurev-environ-013113-142651

Staddon, C. (2010). *Do water meters reduce domestic consumption? A summary of available literature*. Working paper. Bristol, UK: Department of Geography and Environmental Management, University of the West of England.

Tanverakul, S. A., & Lee, J. (2015). Impacts of metering on residential water use in California. *Journal of the American Water Works Association*, 107(2), E69-E75. DOI: 10.5942/jawwa.2015.107.0005

Williams, A. P., Cook, B. I., & Smerdon, J. E. (2022). Rapid intensification of the emerging southwestern North American megadrought in 2020–2021. *Nature Climate Change*, 12(3), 232-234. DOI: 10.1038/s41558-022-01290-z

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-02

Artículos

Evaluación de la eficacia del tamarindo como ayudante de coagulación de sulfato de aluminio para la remoción de turbidez en aguas para consumo humano

Evaluation of the efficacy of tamarind as a coagulation assistant of aluminum sulfate for the removal of turbidity in water for human consumption

Luz Melynca Villanueva-Barragan¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2248-7422>

Luz Clarita Quispe-Chahuara², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0429-9938>

Juan Eduardo Vigo-Rivera³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6597-7336>

¹Universidad Peruana Unión, San Román, Perú, luz.vb@upeu.edu.pe

²Universidad Peruana Unión, San Román, Perú, clarita.qc@upeu.edu.pe

³Universidad Peruana Unión, San Román, Perú, eduardo.vigo@upeu.edu.pe

Autora para correspondencia: Luz Melynca Villanueva-Barragan,
luz.vb@upeu.edu.pe



2024, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422,
15(4), 53-79. DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-02

Resumen

La coagulación es un proceso esencial en el tratamiento de aguas, por lo que requiere la adición de floculantes químicos. El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de la pepa, cáscara y pulpa del tamarindo, como ayudante de coagulación de sulfato de aluminio para la remoción de turbidez en aguas para consumo humano. Se aplicó un diseño experimental completamente al azar 6Ax6B de dos factores: factor A: seis tratamientos; factor B: concentraciones aplicadas (correspondientes a las seis dosis) con tres repeticiones por tratamiento; se aplicó la metodología Cepis con pruebas de jarras (300 y 40 rpm en mezcla rápida y floculación) para evaluar la turbidez en seis concentraciones (25, 30, 35, 40, 45 y 50 mg/l), aplicado en muestras simuladas de 100 UNT, encontrando que el tratamiento 4 presentó un porcentaje de remoción (96.6%) reduciendo a una turbidez de 3.40 UNTM; por otro lado, los tratamientos 1, 2, 5 y 6 presentaron una diferencia no significativa, con porcentajes de remoción promedio de 57.12, 57.02, 61.70 y 67.73%, respectivamente; el tratamiento 3 presentó el valor más bajo de remoción. El tratamiento 4 presentó un valor superior a los demás tratamientos. Por esa razón, la pepa de tamarindo es eficiente en la potabilización de las aguas como ayudante de coagulación de sulfato de aluminio.

Palabras clave: coagulantes, remoción, sulfato, tamarindo, turbidez, UNT.



Abstract

Coagulation is an essential process in water treatment, which requires the addition of chemical flocculants. The objective of this research was to evaluate the efficiency of the tamarind seed, peel and pulp as coagulation aid of aluminum sulfate for the removal of turbidity in water for human consumption. A completely randomized 6Ax6B experimental design with two factors was applied: Factor A: six treatments; Factor B: Applied concentrations (corresponding to the six doses) with three repetitions per treatment, the Cepis methodology was applied with jar tests (300 and 40 rpm in rapid mixing and flocculation) to evaluate turbidity in six concentrations (25, 30, 35, 40, 45 and 50 mg/l) applied in simulated samples of 100 UNT, finding that treatment 4 presented a removal percentage (96.6%) reducing to a turbidity of 3.40 UNT; on the other hand, treatments 1, 2 , 5 and 6 presented a non-significant difference, with average removal percentages of 57.12, 57.02, 61.70 and 67.73%, respectively; while treatment 3 presented the lowest removal value. Treatment 4 presented a higher value than the other treatments, for that reason the tamarind seed is efficient in the purification of water as an aid in the coagulation of aluminum sulfate.

Keywords: Coagulants, removal, sulfate, tamarind, turbidity, NTU.

Recibido: 02/05/2022

Aceptado: 15/12/2022

Publicado Online: 28/12/2022



Introducción

La contaminación de las aguas en el Perú es un problema amplio debido a las descargas indiscriminadas de desechos municipales no tratados, los sistemas de drenajes deficientes, el crecimiento poblacional y la erosión de las orillas de los ríos (Asrafuzzaman, Fakhruddin, & Hossain, 2011). La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2012) menciona que las sustancias químicas como el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ que se emplean en el tratamiento físico químico del agua pueden ser tóxicas si son ingeridas en altas concentraciones, generando enfermedades como Alzheimer y cáncer, así como el hecho de que afectan considerablemente al pH del agua tratada. Además, presentan efectos nocivos al medio ambiente debido a que tienen muy baja biodegradabilidad en el suelo y agua, formando aglomerados de residuos de lodos que no pueden ser utilizados como biosólidos (Gurdián & Coto-Campos, 2011; Miller, Fugate, Craver, Smith, & Zimmerman, 2008; Vijayaraghavan, Sivakumar, & Vimal, 2011; Yin, 2010).

Los polímeros naturales son métodos alternativos para la eliminación de la turbidez del agua potable, pues son aceptables con el medio ambiente y no generan problemas de salud (Ramirez & Jaramillo, 2014; Sciban, Klasnja, Antov, & Skrbic, 2009). Además, son económicamente viables debido a que pueden ser cultivados de forma local (Sanghi, Bhattacharya, Dixit, & Singh, 2006); estos métodos se basan en el alto potencial de resiliencia que tiene la naturaleza (Muhammad, Abdulsalam, Abdulkarim, & Bello, 2015).



El tamarindo es originario del continente africano y fue introducido a América por los españoles. Pertenece a la familia de las leguminosas. Asimismo, el tamarindo es una fruta versátil, que se puede utilizar para muchos propósitos (Acevedo, Montero, & Tirado, 2014; Ahmed, Ramaswamy, & Sashidhar, 2007; Tirado, Acevedo, & Guzmán, 2014). Además, en la extracción del biopolímero no necesita el uso de sustancias químicas, lo cual lo hace una alternativa mucho más amigable con el ambiente (Fernández & Ruiz, 2020).

El tamarindo es reconocido en la tradición popular por sus propiedades antioxidantes, posiblemente relacionadas con la presencia de compuestos bioactivos, sobre todo compuestos polifenólicos (Ferreira *et al.*, 2021; Páez-Peñañuri, Mercado-Mercado, Blancas-Benítez, Villegas-González, & Sáyago-Ayerdi, 2016). La fracción proteica de la pepa de tamarindo es rica en ácido glutámico (18%), ácido aspártico (11.6%), glicina y leucina (Pérez, 2016); el ácido glutámico y aspártico son los responsables de la coagulación (Campos-Jubisay, Fernández, Torres, Sulbaran, & Ojeda, 2003; Gurdián & Coto-Campos, 2011). La pulpa del tamarindo constituye un 40% de la vaina; presenta distintos tipos de ácidos orgánicos libres, como el ácido málico, cítrico y tartárico; también se han identificado sales de tartrato ácido potásico y ácido nicotínico en menor proporción (Prakash-Saingh *et al.*, 2014; Ramirez-Ramirez, 2019). La cáscara del tamarindo contiene mucílagos, que son polisacáridos heterogéneos, compuestos fenólicos, y tiene actividad antioxidante, por lo que al ponerse en contacto con el agua se abultan y forman soluciones altamente viscosas que pueden permitir la aglomeración de partículas (Agrawal, Mishra, Bajpai, Pal, & Pandey, 2006; Mishra & Bajpai, 2006).

Hernández, Mendoza, Salamanca, Fuentes y Caldera (2013) evaluaron la efectividad de las semillas de tamarindo (pepa) en aguas con alta turbidez inicial de 100, 200, 300 y 350 UNT. Aplicaron cinco concentraciones al 61.83, 74.19, 86.56, 98.93 y 111.3 ppm. Obtuvieron una sola dosis óptima de 61.83 ppm a 100 y 200 UNT, 86.56 ppm a 300 UNT y 74.19 ppm a 350 UNT. Obteniendo porcentajes de remoción para la turbidez entre 72.45 y 89.09% antes de la filtración; y entre 98.78 y 99.71% después del proceso de filtración.

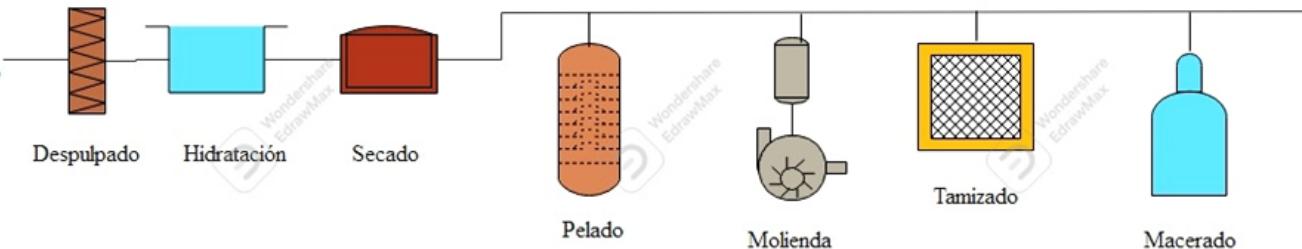
Irigoín-Sánchez y Monteza-Chamaya (2020) determinaron el efecto del pH y la adición de diferentes concentraciones de pepa de tamarindo en la remoción de materia orgánica con turbidez inicial de 278 UNT; realizaron análisis de turbidez, materia orgánica, DBO5 y conductividad; aplicaron concentraciones de 200 ppm, 400 ppm y 600 ppm; con ayuda del método de prueba de jarras, las concentraciones que usaron evidenciaron un mayor porcentaje de remoción, como se refleja en los parámetros: DBO5 con 57.83%, turbidez con 43.46% y materia orgánica (DQO) con 34.68%, respectivamente. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de la pepa, cáscara y pulpa del tamarindo como ayudante de coagulación de sulfato de aluminio para la remoción de turbidez en aguas para consumo humano.

Materiales y métodos

La investigación se realizó en el laboratorio de Monitoreo Ambiental de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Peruana Unión – Filial Juliaca, ubicada en la salida a Arequipa km. 6 Chullunquiani de la provincia de San Román-Puno, Perú, siguiendo los siguientes procedimientos, tal como se muestra en la Figura 1.

P.1. Obtención de soluciones

P.1.1. Obtención del extracto de tamarindo



P.5. Diseño estadístico experimental y análisis de Datos

P.4. Método experimental

P.3. Determinación del porcentaje de remoción de turbidez

P.2. Medición de parámetros fisicoquímicos

P.1.4. Preparación de agua turbia sintética

P.1.3. Preparación de la solución de extracto de tamarindo

P.1.2. Preparación del sulfato de aluminio Al₂(SO₄)₃

Figura 1. Proceso metodológico.



Obtención de soluciones

Procedimiento para la obtención del extracto de tamarindo de acuerdo con la metodología planteada por Uzodinma, Osagiede y Chikwendu (2020): se emplearon las operaciones unitarias de despulpado, pelado, secado, molido, tamizado.

El tamarindo que se usó en la parte experimental procedía de la selva de Puno, Perú. Se separaron las semillas de la pulpa y cáscara; luego se retiró la membrana que cubre la pepa, y esta última se colocó en agua hirviendo a una temperatura de ebullición durante 10 minutos; después se sometió a un proceso de hidratación por dos días.

Una vez hidratada, la capa marrón se removió de modo manual hasta obtener la pepa de color blanco, para luego secarla en una estufa de marca BINDER a 65 °C durante 12 horas. Después se trituró, por separado, la pepa, pulpa y cáscara con la ayuda de un mortero hasta obtener un polvo de cada una; el polvo se tamizó en una malla de 200 micras.

Preparación del sulfato de aluminio Al₂(SO₄)₃: la solución madre se preparó siguiendo lo detallado en la guía del Cepis (2004). Se diluyeron 100 g de Al₂(SO₄)₃ en 1 000 ml de agua destilada, obteniendo una solución de 10%. Para el ensayo de prueba de jarras se prepararon 10 mg/l de Al₂(SO₄)₃ en 100 mg/l de agua destilada, alcanzando una solución de 1%. A partir de la preparación de la solución se procedió a calcular la cantidad de coagulante que se aplicó a cada jarra mediante la Ecuación (1) de balance de masas (Cánepa-de-Vargas, 2004):



$$P = D \times Q = q \times C \quad (1)$$

Donde:

P = peso de coagulante por aplicar

D = dosis de coagulante (mg/l)

Q = capacidad de la jarra (l)

q = volumen de solución por aplicar (mL)

C = concentración de la solución en mg/l

Preparación de la solución de extracto de tamarindo: para esta fase, los procedimientos se adaptaron de Álvarez-Suazo (2017), y Carrasquero, Martínez, Castro, Díaz y Colina (2019). Se pesaron 5 g del polvo de pepa, cáscara y pulpa por separado en una balanza analítica de marca SARTORIUS; se diluyó en 100 mg/l de agua destilada. Se colocó dicha suspensión en una plancha de agitación de marca VELP a una temperatura de 65 °C, obteniendo así una mezcla viscosa que se dejó reposar a temperatura ambiente por una hora separándose en dos fases: una acuosa y una viscosa, obteniendo el sobrenadante (fase acuosa) de la suspensión coagulante. A partir de esta solución se obtuvo por dilución las tres concentraciones por separado que serán aplicadas en aguas de alta turbidez.

Preparación de agua turbia sintética: el agua turbia sintética se preparó mediante la adición de 50 g de arcilla comercial en cinco litros de agua corriente, agitando durante 30 minutos para lograr una dispersión uniforme de las partículas de arcilla; se dejó hidratar durante 1 hora a temperatura ambiente. De la solución arcilla preparada, denominada



“solución patrón”, se realizaron diluciones con agua corriente hasta obtener una turbidez deseada de 100 UNT.

Medición de parámetros fisicoquímicos

Una vez obtenido el coagulante natural se llevaron a cabo los ensayos relativos a los parámetros fisicoquímicos (turbidez, pH y temperatura) para las muestras de agua en estudio. Para la determinación de la turbidez se usó el turbidímetro de marca VELP; para la medición del pH y temperatura se utilizó un pH-metro HI5521-01 marca Hanna SL.

Determinación del porcentaje de remoción de turbidez

El porcentaje de remoción de turbidez se calculó mediante la Ecuación (2) establecida por Bravo-Guerrero y Gutiérrez-López (2016), y Cánepa-de-Vargas (2004):

$$Remoción\% = \left[\frac{T_i - T_f}{T_i} \right] * 100 \quad (2)$$

Donde:

T_i = valores de turbidez inicial en UNT antes de aplicar los coagulantes propuestos

T_f = valores de turbidez final en UNT después de aplicar los coagulantes propuestos en las concentraciones establecidas



Método experimental

Para el estudio se empleó el equipo de prueba de jarras marca VELP modelo JLT6 serie 35387. Se aplicaron seis tratamientos: tratamiento 1 (pepa de tamarindo); tratamiento 2 (cáscara de tamarindo); tratamiento 3 (pulpa de tamarindo); tratamiento 4 (pepa + $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$); tratamiento 5 (cáscara + $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), y tratamiento 6 (pulpa + $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Se trabajó con seis concentraciones experimentales de 25, 30, 35, 40, 45 y 50 mg/l para el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y los componentes del tamarindo. Las condiciones de trabajo en el equipo de test de jarras fueron de 300 rpm durante 5 s para la mezcla rápida, y 40 rpm por 20 minutos para la formación de los flóculos, dejando sedimentar por 20 minutos. Después se procedió a extraer a través de un sifón la muestra sobrenadante a los 6 cm de profundidad en las jarras de un litro, descartando los 10 mg/l de muestra inicial para obtener 30 mg/l de sobrenadante y proceder a determinar los parámetros de monitoreo pH y turbidez final (Cánepa-de-Vargas, 2004).

Diseño estadístico experimental y análisis de datos

Se utilizó un diseño estadístico completamente al azar 6Ax6B de 2 factores: factor A: seis tratamientos; factor B: seis concentraciones de soluciones; con tres repeticiones, haciendo un total de 108 unidades experimentales (Tabla 1). Los tratamientos se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) con nivel de confianza del 95%, $p\text{-value} < 0.05$ para observar si existían o no diferencias estadísticas significativas. Se aplicó



la prueba de C de Dunnett para un análisis de medias y seleccionar el tratamiento con el mejor promedio de remoción mediante el programa estadístico SPSS versión 25 y Excel.

Tabla 1. Diseño experimental para los ensayos de laboratorio.

Tratamientos																		
Dosis (mg/l)	Tratamiento 1 (pepa de tamarindo)			Tratamiento 2 (cáscara de tamarindo)			Tratamiento 3 (pulpa de tamarindo)			Tratamiento 4 (pepa + Al2(SO4)3)			Tratamiento 5 (cáscara + Al2(SO4)3)			Tratamiento 6 (pulpa + Al2(SO4)3)		
D1-25	T1-D1-R1	T1-D1-R2	T1-D1-R3	T2-D1-R1	T2-D1-R2	T2-D1-R3	T3-D1-R1	T3-D1-R2	T3-D1-R3	T4-D1-R1	T4-D1-R2	T4-D1-R3	T5-D1-R1	T5-D1-R2	T5-D1-R3	T6-D1-R1	T6-D1-R2	T6-D1-R3
D2-30	T1-D2-R1	T1-D2-R2	T1-D2-R3	T2-D2-R2	T2-D2-R2	T2-D2-R3	T3-D2-R2	T3-D2-R2	T3-D2-R3	T4-D2-R2	T4-D2-R2	T4-D2-R3	T5-D2-R2	T5-D2-R2	T5-D2-R3	T6-D2-R2	T6-D2-R2	T6-D2-R3
D3-35	T1-D3-R1	T1-D13-R2	T1-D3-R3	T2-D3-R1	T2-D3-R2	T2-D3-R3	T3-D3-R1	T3-D3-R2	T3-D3-R3	T4-D3-R1	T4-D3-R2	T4-D3-R3	T5-D3-R1	T5-D3-R2	T5-D3-R3	T6-D3-R1	T6-D3-R2	T6-D3-R3
D4-40	T1-D4-R1	T1-D4-R2	T1-D4-R3	T2-D4-R2	T2-D4-R2	T2-D4-R3	T3-D4-R2	T3-D4-R2	T3-D4-R3	T4-D4-R2	T4-D4-R2	T4-D4-R3	T5-D4-R2	T5-D4-R2	T5-D4-R3	T6-D4-R2	T6-D4-R2	T6-D4-R3
D5-45	T1-D5-R1	T1-D5-R2	T1-D5-R3	T2-D5-R2	T2-D5-R2	T2-D5-R3	T3-D5-R2	T3-D5-R2	T3-D5-R3	T4-D5-R2	T4-D5-R2	T4-D5-R3	T5-D5-R2	T5-D5-R2	T5-D5-R3	T6-D5-R2	T6-D5-R2	T6-D5-R3
D6-50	T1-D6-R1	T1-D6-R2	T1-D6-R3	T1-D6-R2	T2-D6-R2	T2-D6-R3	T3-D6-R2	T3-D6-R2	T3-D6-R3	T4-D6-R2	T4-D6-R2	T4-D6-R3	T5-D6-R2	T5-D6-R2	T5-D6-R3	T6-D6-R2	T6-D6-R2	T6-D6-R3

Resultados

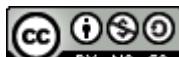
A continuación se describen los resultados del proceso de combinación del sulfato de aluminio y el coagulante a base de la pepa, cáscara y pulpa de tamarindo. Las cantidades del coagulante se dosificaron a partir de los 25, 30, 35, 40, 45 y 50 mg/l. Los parámetros de turbidez se midieron antes y después del tratamiento. La Tabla 2 muestra los resultados de los valores experimentales de los tratamientos obtenidos, donde se desarrollaron un total de 108 unidades experimentales a una turbidez



inicial de 100 UNT. El tratamiento 4 (pepa + Al₂(SO₄)₃) resultó ser el más eficiente, llegando a obtener valores de remoción menores a 1.4 UNT aplicando una dosis de 50 mg/l; por lo tanto, la presencia de los aminoácidos glutámico y aspártico en la pepa de tamarindo permiten desestabilizar y coagular el agua.

Tabla 2. Valores finales de los tratamientos experimentales.

Dosis (mg/l)	Tratamiento 1 (pepa de tamarindo)		Tratamiento 2 (cáscara de tamarindo)		Tratamiento 3 (pulpa de tamarindo)		Tratamiento 4 (pepa + Al ₂ (SO ₄) ₃)		Tratamiento 5 (cáscara + Al ₂ (SO ₄) ₃)		Tratamiento 6 (pulpa + Al ₂ (SO ₄) ₃)		
Turbidez (1.4 UNT)													
D1-25	46.1	40.8	42.8	45.7	42.2	42.4	70.9	63.1	69.4	6.8	7.6	6.4	43.7
D2-30	49.9	37.4	40.4	43.1	42.6	41.8	72.0	63.0	68.4	5.9	4.1	4.3	35.1
D3-35	45.1	37.6	41.9	43.7	42.1	39.7	72.9	64.6	68.1	2.8	3.1	3.3	34.0
D4-40	45.0	38.6	42.2	42.1	47.7	40.4	68.7	64.5	68.3	2.3	2.3	2.4	23.8
D5-45	52.4	35.9	45.0	42.8	42.0	42.6	71.6	61.4	67.2	1.6	1.8	1.8	29.1
D6-50	53.2	36.4	43.2	43.3	47.9	39.9	76.2	66.1	68.6	1.8	1.5	1.4	18.7
pH (6.22)													
D1-25	6.76	6.91	7.21	6.79	6.91	6.71	7.46	7.43	7.57	7.04	6.91	6.98	6.92
D2-30	6.82	6.22	7.08	6.60	6.87	6.80	7.46	7.16	7.25	7.06	7.01	6.90	6.92
D3-35	6.80	7.20	7.03	6.65	6.76	6.79	7.40	7.12	7.13	6.97	6.85	6.87	6.51
D4-40	6.75	7.51	7.08	6.66	6.70	6.71	7.39	7.09	7.10	6.90	6.87	6.88	6.77
D5-45	6.84	7.31	7.05	6.63	6.75	6.75	7.69	7.13	7.02	6.93	6.79	6.85	6.81
D6-50	6.84	7.25	7.15	6.70	6.78	6.79	7.34	7.09	7.10	6.94	6.83	6.83	6.47



Respecto a los valores de pH, los resultados no varían de forma notable debido a que el pH inicial fue de 7.19; después de aplicar una dosis de 30 mg/l se obtuvo un cambio menor a 6.22, que según la Norma de Calidad Ambiental está dentro del valor máximo permisible de 6.5 a 8.5 (Minsa, 2011).

La Figura 2 muestra que el tratamiento 4 presentó mayor eficiencia, alcanzando a reducir la turbidez de 100 UNT a 3.40 UNT de esta forma cumple con el parámetro establecido dentro del LMP de agua (5UNT) (D.S. Nº 031-2010 - S.A.); los demás tratamientos no cumplen, pero sí son significativos.

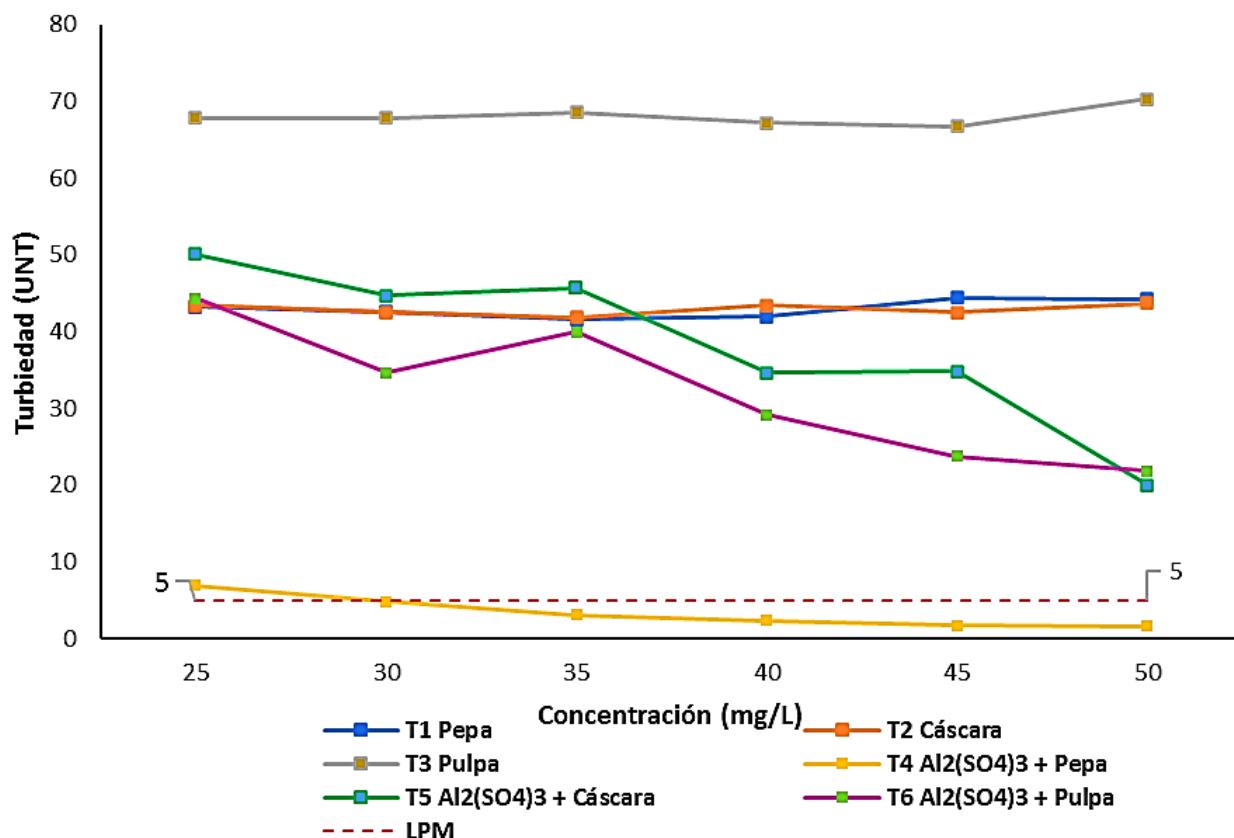


Figura 2. Remoción de turbidez final UNT.

En efecto, los análisis estadísticos muestran que el tratamiento 4 reporta la más alta eficiencia ($p = 0.00 < 0.05$ prueba ANVA), y presentó diferencia significativa en comparación con los otros tratamientos ($p < 0.05$, prueba de C de Dunnett), tal como se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Turbidez final UNT del agua aplicando la pepa, cáscara y pulpa de tamarindo luego del proceso de coagulación-floculación.

Tratamiento	Media	Desviación	Error estándar de la media
Pepa	42.88 b	0.73052	0.29824
Cáscara	42.98 b	1.20899	0.49357
Pulpa	68.05 c	1.25976	0.51430
Pepa-sulfato	3.40 a	2.08038	0.84931
Cáscara-sulfato	38.30 b	10.90248	4.45092
Pulpa-sulfato	32.27 b	8.93480	3.64762
Total	37.98	20.08826	3.34804

Nota: letras iguales indican diferencias no significativas ($p < 0.05$, prueba de C de Dunnett).

A continuación se describen los resultados del porcentaje de remoción de turbidez después del proceso de coagulación-floculación. La Figura 3 muestra que el tratamiento 4 alcanzó un porcentaje de remoción de turbidez del 96.60%, seguido por el tratamiento 6, con un porcentaje del 67.73%.



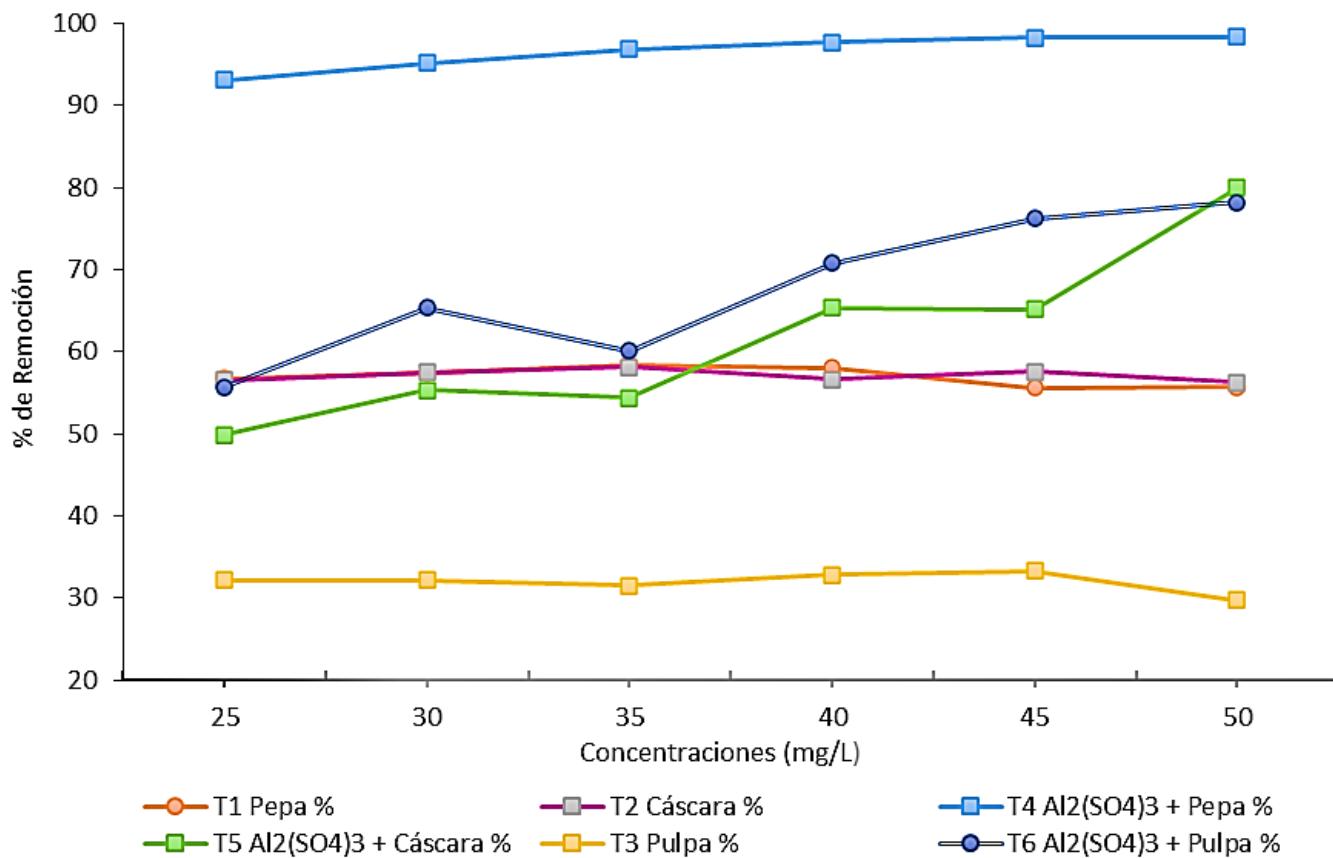


Figura 3. Porcentaje de la eficiencia de coagulante natural y sintético.

La Tabla 4 muestra que el tratamiento 4 presenta diferencia significativa en comparación con los otros tratamientos ($p < 0.05$, prueba de C de Dunnett). Asimismo, se determinó que los tratamientos 1, 2, 5 y 6 presentaron una diferencia no significativa entre sí, con porcentajes de remoción promedio de 57.12, 57.02, 61.70 y 67.73%, respectivamente.

Tabla 4. Porcentaje de remoción de turbidez con nivel de confianza 95%, $p\text{-value} < 0.05$.

Tratamiento	Media	Desviación	Error estándar de la media
Pepa	57.12 b	1.2090	0.4936
Cáscara	57.02 b	0.7305	0.2982
Pulpa	31.95 c	1.2598	0.5143
Pepa-sulfato	96.60 a	2.0804	0.8493
Cáscara-sulfato	61.70 b	10.9025	4.4509
Pulpa-sulfato	67.73 b	8.9348	3.6476
Total	62.10	20.0883	3.3480

Nota: letras iguales indican diferencias no significativas ($p < 0.05$, prueba de C de Dunnett).

Discusión

Para llevar a cabo la eficacia en la actividad coagulante es necesario tener en cuenta algunos parámetros fisicoquímicos como son principalmente dosis del agente coagulante, concentración de contaminantes y pH. Sin embargo, gracias a que son componentes derivados de fuentes naturales no afectan tanto como lo hacen los coagulantes inorgánicos. Los resultados de la presente investigación muestran la eficacia de la aplicación del coagulante a base de tamarindo (pepa, cáscara y pulpa) en la remoción de turbidez, y demostraron que los aminoácidos compuestos en la pepa como "el ácido glutámico y ácido aspártico son los responsables



de la coagulación, ya que éstas tienen cargas negativas y positivas que al entrar en contacto con el agua desestabilizan las cargas de los coloides del agua" (Campos-Jubisay *et al.*, 2003).

El tratamiento 4 llegó a reducir la turbidez hasta con un 96.60% de efectividad, consiguiendo una disminución promedio de turbiedad de 3.40 UNT, los cuales se encuentran dentro del LMP de agua (5UNT) (D.S. 031-2010- SA). Al comparar los resultados con Carrasquero *et al.* (2019), éstos son superiores, pues el autor consiguió un porcentaje de remoción de 97.6% al usar la pepa de tamarindo como ayudante de sulfato de aluminio. Asimismo, se obtuvo un 67.73% de remoción superior a lo adquirido por Guardado y Hernández (2017), quienes lograron un 55.33% de remoción de turbidez al usar extracto de pepa de tamarindo. Sin embargo, el tratamiento 1 reportó un porcentaje de remoción de 57.12%, igual a lo reportado por Salgado-Lozano (2018), donde también el coagulante no logró alterar el pH y el resultado es similar a los de nuestra investigación, dado que el pH se mantiene constante. A su vez, estos resultados son superiores a los adquiridos por Cruz-Ramirez (2019), y Obregón-Isasi y Quispe-Caballero (2020), quienes consiguieron un porcentaje de remoción de 89.4 y 80%, respectivamente, al emplear la pepa de tamarindo como ayudante del $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Respecto al nivel de pH (7.19) en el agua, las concentraciones aplicadas de coagulante a base de compuestos de tamarindo no causan un efecto significativo. Para todos los casos se dispersan dentro de los rangos establecidos por los LMP y ECAS (6.5-8.5), lo cual coincide con los resultados de Cruz-Ventura (2020), ya que el pH fue constante entre 6.8 y 7.6. Por otra parte, el estudio de Camacho-Oviedo, Campos-Núñez,

Mercado-Martinez, Cubillán-Acosta y Castellar-Ortega (2020) mostró un pH inicial de 7.54 en el agua que sometió al proceso de coagulación, e indica que es importante destacar que si el valor inicial de pH está dentro del rango óptimo (6.5-8.0) no hay necesidad de un ajuste de pH.

Los valores finales de pH en nuestro estudio muestran disminuciones respecto al pH inicial (Tabla 1); se ve un descenso más lento. Este comportamiento también fue experimentado por Alvarado-Carmona (2011), porque en su trabajo de uso de las cáscaras de papa como coagulante natural en el tratamiento de aguas mostró descensos de pH de 7.76 a 7.46.

Los porcentajes de remoción calculados en cuanto a los coagulantes naturales en base a la pepa, cáscara y pulpa de tamarindo indican que el tratamiento 1 fue el más eficiente, con un porcentaje de remoción de 57.12%; en cuanto a la combinación entre sulfato de aluminio con los coagulantes naturales (pepa, cáscara y pulpa), el más eficiente fue el tratamiento 4, alcanzando un porcentaje de remoción de 96.6%, seguido por el tratamiento 6, con un porcentaje de 67.73%; finalmente, el tratamiento 5, con porcentaje de 61.70%; el tratamiento 3 reportó valor ineficiente. Esto se debe a que las sustancias responsables de la coagulación en la pepa de tamarindo son el ácido glutámico y aspártico. Según Campos-Jubisay *et al.* (2003), y Mathews, Van Holde y Ahern (2003), el ácido glutámico y aspártico son solubles en agua y poseen grupos con cargas formales negativa y positiva que les permiten desestabilizar y coagular las partículas del agua residual, mientras que la cáscara de tamarindo efectivamente contiene grupos funcionales que pudieran estar relacionados con la adsorción, y la pulpa contiene ácido

tartárico y es soluble en agua, pero no tiene la capacidad de formar flocs (Teixeira-Tarley & Zezzi-Arruda, 2004); a partir de estos coagulantes y floculantes de origen vegetal se han informado reducciones de turbidez de al menos 96.6%, como se observa en la Figura 3.

Conclusiones

Los resultados de la presente investigación mostraron la eficiencia de la aplicación del coagulante a base de compuestos de tamarindo (pepa, cáscara y pulpa) en la remoción de turbidez. El tratamiento 4 presentó un valor superior a los demás tratamientos, con un porcentaje de remoción de 96.6%, confirmando que el coagulante utilizado puede constituir una alternativa eficaz para reducir la turbidez en aguas para consumo humano, siendo eficiente en la potabilización de las aguas como ayudante de los floculantes químicos. Técnicamente es factible en zonas rurales, ya que la elaboración es empírica y se necesitan de 10 a 12 semillas de tamarindo para tratar un litro de agua, lo cual permite que el uso de este coagulante obtenga viabilidad para su aplicación en las plantas de tratamiento de aguas superficiales para consumo humano.

Agradecimientos

Se agradece a la Universidad Peruana Unión por la formación académica impartida y por habernos permitido hacer uso de sus instalaciones para la realización de esta investigación. También se agradece al Programa Nacional de Becas y Crédito Educativo (Pronabec).

Referencias

- Acevedo, D., Montero, P., & Tirado, D. (2014). Propiedades reológicas de la pulpa edulcorada de Tamarindo. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17, 495-501. DOI: 10.31910/rudca.v17.n2.2014.419
- Agrawal, M., Mishra, A., Bajpai, M., Pal, S., & Pandey, S. (2006). *Tamarindus indica* mucilage and its acrilamide - grafted copolymer as flocculants for removal of dyes. *Colloid and Polymer Science*, 285(2), 161-168. DOI:10.1007/s00396-006-1539-y
- Ahmed, J., Ramaswamy, H., & Sashidhar, K. (2007). Rheological characteristics of tamarind (*Tamarindus indica* L.) juice concentrates. *Science Direct*, 40(2). DOI: 10.1016/j.lwt.2005.11.002
- Alvarado-Carmona, L. (2011). Uso de las cáscaras de papa como coagulante natural en el tratamiento de aguas potables de la planta "La Diana". *Revista Especializada en Ingeniería de Procesos en Alimentos y Biomateriales*. Recuperado de <https://bit.ly/3jMXXib>
- Álvarez-Suazo, T. (2017). Uso de la semilla de tamarindo (*tamarindus indica*) como coagulante orgánico para la remoción de turbiedad y color en el agua para potabilización. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 12(1). DOI: 10.36829/08ASA.v12i1.1428
- Asrafuzzaman, M., Fakhruddin, A. N. M., & Hossain, M. A. (2011). Reduction of turbidity of water using locally available natural coagulants. *ISRN Microbiology*, 2011, 1-7. DOI: 10.5402/2011/632189

Bravo-Guerrero, M., & Gutiérrez-López, J. (2016). *Remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica de las aguas del río Pollo en Otuzco empleando semillas de Caesalpinia spinosa (Tara)* (tesis de grado). Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú. Recuperado de <http://dspace.unitru.edu.pe/handle/UNITRU/3275>

Camacho-Oviedo, H., Campos-Núñez, D., Mercado-Martinez, I., Cubillán-Acosta, N., & Castellar-Ortega, G. (2020). Uso de las cáscaras de papa (*Solanum tuberosum* L) en la clarificación del agua de la Ciénaga de Malambo. *Investigación e Innovación en Ingenierías*, 8(1). DOI: 10.17081/invinno.8.1.3572

Campos-Jubisay, C., Fernández, N., Torres, G., Sulbaran, B., & Ojeda, G. (2003). Caracterización del agente coagulante activo de la semillas de Moringa oleífera mediante HPLC. *Boletín de Centro de Investigaciones Biológicas*, 37(1), 1-9. Recuperado de <https://bit.ly/3L4FvwS>

Cánepa-de-Vargas, L. (2004). Criterios para la selección de los procesos y de los parámetros óptimos de las unidades. En: OPS (ed.). *Tratamiento de agua para consumo humano* (pp. 217-270). Recuperado de https://www.ingenieriasanitaria.com.pe/pdf/manual1/tomo2/ma1_tomo2_cap11.pdf

Carrasquero, S., Martínez, M., Castro, G., Díaz, A., & Colina, G. (2019). Remoción de turbidez usando semilla de *Tamarindus* indica como coagulante en la potabilización de aguas. *Revista Bases de la Ciencia*, 4(1). DOI: 10.33936/rev_bas_de_la_ciencia.v4i1.1424

Cepis, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (2004). Criterios para la selección de los procesos y de los parámetros óptimos de las unidades. En: *Tratamiento de agua para consumo humano*. Tomo I (pp. 217-275). Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Cruz-Ramirez, M. (2019). *Dosis óptima del coagulante de semillas de Tamarindus indica para mejorar la calidad del agua del río Reque-Lambayeque* (tesis de grado). Universidad César Vallejo. Recuperado de <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/35163>

Cruz-Ventura, E. (2020). *Evaluación de la semilla Tamarindus indica "tamarindo", como coagulante natural, en el tratamiento fisicoquímico, en las aguas residuales domésticas, en el distrito de Soritor, 2019* (tesis de grado). Universidad Nacional de San Martín Tarapoto. Recuperado de <https://bit.ly/3vLIVA6>

Fernández, Y., & Ruiz, C. (2020). Tratamiento de agua residual mediante aplicación de sultafo de aluminio y biopolímero natural de tamarindo (*Tamarindus indica*). *Revista de Investigación: Ciencia, Tecnología y Desarrollo*, 6(2), 28-34. DOI: 10.17162/rictd.v6i2.1455

Ferreira, W., Osvaldo, R., Pinheiro, G., Silva, L., Souza, D., & De Sousa, K. (2021). Modelado y propiedades termodinámicas del secado de tamarindo (*Tamarindus indica* L.). *Agriambi*, 25. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v25n1p37-43

Guardado, P. O., & Hernández, A. (2017). *Evaluación de la efectividad de floculantes naturales en el tratamiento de aguas residuales provenientes de lavandería industrial, utilizando el cladodio de nopal (Opuntia ficus-indica) y la semilla de Tamarindo (Tamarindus-indica)*. San Salvador, El Salvador: Universidad de El Salvador.

Gurdián, R., & Coto-Campos, J. (2011). Estudio preliminar del uso de la semilla de tamarindo (*Tamarindus indica*) en la coagulación floculación de aguas residuales. *Tecnología en Marcha*, 24(2), 1-9. Recuperado de <https://bit.ly/34XW4v8>

Hernández, B., Mendoza, I., Salamanca, M., Fuentes, L., & Caldera, Y. (2013). Semillas de tamarindo (*Tamarindus indica*) como coagulante en aguas con alta turbiedad. *Redieluz*, 3, 2-7.

Irigoín-Sánchez, A., & Monteza-Chamaya, P. E. (2020). *Remoción de la concentración de materia orgánica en aguas residuales del camal de José Leonardo Ortiz usando semillas de tamarindo (tamarindus indica)*. Lambayeque, Perú: Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo.

Mathews, C., Van Holde, K. E., & Ahern, K. G. (2003). *Bioquímica* (3rd ed.). Madrid, España: Pearson-Addison Wesley.

Miller, S., Fugate, E., Craver, V., Smith, J., & Zimmerman, J. (2008). Toward understanding the efficacy and mechanism of *Opuntia* spp. as a natural coagulant for potential application in water treatment. *Environmental Sciences & Technology*, 42(12), 1-6. DOI: 10.1021/es7025054

Minsa, Ministerio de Salud. (2011). *Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. DS N° 031-2010-SA.* Recuperado de http://www.digesa.minsa.gob.pe/publicaciones/descargas/Reglamento_Calidad_Agua.pdf

Mishra, A., & Bajpai, M. (2006). Removal of sulphate and phosphate from aqueous solutions using a food grade polysaccharide as flocculant. *Colloid & Polymer Science*, 284, 443-448. DOI: 10.1007/s00396-005-1399-x

Muhammad, I., Abdulsalam, S., Abdulkarim, A., & Bello, A. A. (2015). Water melon seed as a potential coagulant for water treatment. *Global Journal of Researches in Engineering*, 15(1). Recuperado de https://globaljournals.org/GJRE_Volume15/2-Water-Melon-Seed.pdf

Obregón-Isasi, D., & Quispe-Caballero, K. (2020). *Eficiencia de las semillas de tamarindo y tara en la remoción de parámetros fisicoquímicos en aguas del río Chillón - 2020.* Trujillo, Perú: Universidad César Vallejo.

OMS, Organización Mundial de la Salud. (2012). *Informe acerca de los progresos sobre el agua potable y saneamiento.* Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/household_water/es/

Páez-Peñañuri, M. E., Mercado-Mercado, G., Blancas-Benitez, F. J., Villegas-González, R. B., & Sáyago-Ayerdi, S. G. (2016). Compuestos bioactivos y propiedades saludables del tamarindo (*Tamarindus indica* L.). *Biotecnia*, 18(1), 1-12. DOI: 10.18633/bt.v18i1.241

Pérez, F. (2016). *Establecimiento de cultivo in vitro de Tamarindus indica L. para la obtención de antioxidantes*. Toluca, México: Universidad Autónoma del Estado de México.

Prakash-Saingh, J., Kumar-Singh, S., Chandel, R., Pandey, G., Prakash, A., & Chidambaram, R. (Mar-Apr, 2014). Optimisation of common acidulant (fruitaric acids) to enhance organoleptic quality and shelf life of fruit juices. *International Journal of Pharmacological and Science Review Research*, 25(1), 269-273.

Ramirez, H., & Jaramillo, Y. (2014). Uso potencial de agentes clarificantes y desinfectantes de origen natural para el tratamiento integral del agua caracterizado por pisos térmicos. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), 139-151.

Ramirez-Ramirez, L. (2019). *Evaluación de semillas de tamarindo (Tamarindus indica) como coagulante para disminuir la carga contaminante en el tratamiento de aguas, en relación a un coagulante comercial*. Cuenca, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana-Sede Cuenca.

Salgado-Lozano, M. (2018). *Evaluación de las semillas de tamarindo (Tamarindus indica) en la remoción de turbidez de aguas superficiales*. Sincelejo, Colombia: Universidad de Sucre.

Sanghi, R., Bhattacharya, B., Dixit, A., & Singh, V. (2006). Ipomoea dasysperma seed gum: An effective natural coagulant for the decolorization of textile dye solutions. *Journal of Environmental Management*, 81(1), 36-41. DOI: 10.1016/j.jenvman.2005.09.015

Sciban, M., Klasnja, M., Antov, M., & Skrbic, B. (2009). Removal of water turbidity by natural coagulants obtained from chestnut and acorn. *Bioresource Technology*, 100(24), 6639-6643. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.06.047

Teixeira-Tarley, C. R., & Zezzi-Arruda, M. A. (2004). Biosorption of heavy metals using rice milling by-products. Characterisation and application for removal of metals from aqueous effluentes. *Chemosphere*, 54(7), 987-995. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2003.09

Tirado, D., Acevedo, D., & Guzmán, L. (2014). Deshidratación osmótica de pulpa de tamarindo (*Tamarindus indica* L.): influencia de la temperatura y la concentración. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*, 17(1), 123-130. DOI: 10.31910/rudca.v17.n1.2014.947

Uzodinma, E. O., Osagiede, E. G., & Chikwendu, J. N. (2020). Effect of different processing methods on chemical and pasting properties of Tamarind (*Tamarindus indica* L.) seed flours. *Agro-Science*, 19(1). DOI: 10.4314/as.v19i1.1

Vijayaraghavan, G., Sivakumar, T., & Vimal, A. (2011). Application of plant based coagulants for waste water treatment. *Advanced Engineering Research and Studies*, 1(1), 1-2. Recuperado de <https://bit.ly/3NcTrH5>

Yin, C. Y. (2010). Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochemistry*, 45(9), 1437-1444. DOI: 10.1016/j.procbio.2010.05.030

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-03

Artículos

Análisis de frecuencias de crecientes bivariado de fechas de ocurrencia y gasto máximo a través de funciones Cúpula

Bivariate flood frequency analysis of dates of occurrence and maximum flow through Copula functions

Daniel Francisco Campos-Aranda¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9876-3967>

¹Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

En el centro y sur de la república mexicana cada año los huracanes del mar Caribe y del océano Pacífico originan *crecientes* que definen una *estación húmeda*, y que en general aumentan en magnitud y peligrosidad conforme transcurre la temporada de ciclones. Ambas condiciones



permiten el *análisis de frecuencias bivariado* de sus fechas de ocurrencia y sus gastos máximos (Q_m). En este estudio, la distribución conjunta se formó con base en la *función Cúpula* de Gumbel-Hougaard, que satisface la condición de dependencia (λ_U^{CFG}) observada y que combina como distribuciones marginales la de von Mises para las fechas de ocurrencia en el año y para los Q_m una función probabilística idónea. La teoría expuesta se aplica a las crecientes anuales registradas en la estación de aforos *Guamúchil* de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, en el periodo de 1940 a 1971. La distribución de von Mises se ajusta vía optimización numérica con el algoritmo de Rosenbrock y la distribución idónea de los Q_m fue la Kappa. Se formó la gráfica de *periodos de retorno conjuntos* de tipo AND de 50, 100 y 500 años. Además, se estimaron periodos de retorno conjuntos *condicionales* de fechas de ocurrencia, dado que el Q_m tiene los periodos de retorno citados. Lo anterior permite estimaciones de la probabilidad de excedencia del Q_m en lapsos definidos. Las conclusiones destacan la simplicidad de estos análisis de frecuencias bivariados por medio de las funciones Cúpula y la importancia práctica de sus *predicciones*, según las fechas de ocurrencia.

Palabras clave: fechas de ocurrencia, distribución de von Mises, funciones Cúpula, cociente tau de Kendall, probabilidades empíricas conjuntas, dependencia en el extremo derecho, periodos de retorno conjuntos y condicionales.

Abstract

In the center and south of the Mexican Republic, each year the hurricanes of the Caribbean Sea and the Pacific Ocean cause *floods* that lead to a *wet season* and that generally increase in magnitude and danger as the cyclone season progresses. Both conditions allow *bivariate frequency analysis* of their dates of occurrence and their maximum flows (Q_m). In this study, the bivariate distribution was formed based on the Gumbel-Hougaard *Copula function*, which satisfies the observed dependency condition (λ_U^{CFG}) and which combines the von Mises distributions as marginal distributions for the dates of occurrence in the year and for the Q_m a suitable probabilistic function. The exposed theory is applied to the annual floods recorded at the *Guamúchil* gauging station of Hydrological Region No. 10 (Sinaloa), Mexico, in the period from 1940 to 1971. The von Mises distribution is fitted via numerical optimization with the de Rosenbrock algorithm and the ideal distribution of the Q_m turned out to be the Kappa. The graph of *joint return periods* of the AND type of 50, 100 and 500 years was formed. In addition, *conditional* joint return periods of occurrence dates were estimated given that the Q_m has the cited return periods. This allows estimates of the probability of exceedance of Q_m in defined periods. The conclusions highlight the simplicity of these bivariate frequency analyses, by means of the Copula functions, and the practical importance of their *predictions*, according to the dates of occurrence.

Keywords: Dates of occurrence, von Mises distribution, Copula functions, Kendall's tau ratio, joint empirical probabilities, dependency on the extreme right, joint and conditional return periods.



Recibido: 03/08/2022

Aceptado: 21/12/2022

Publicado Online: 05/01/2023

Introducción

Generalidades

En términos generales, el riesgo de las inundaciones y sus daños son función directa del volumen de agua que escurre por el cauce, y que excede su límite o capacidad, desbordándose y cubriendo las planicies de inundación. Sin embargo, la *fecha de ocurrencia* del evento es tan importante como su magnitud y en algunos casos mayor cuando se presentan fuera de la temporada o *estación húmeda* debido a que toma a la población desprevenida y causa daños mayores (Khedun, Singh, & Byrd, 2019).

Por lo anterior, la estimación de la *probabilidad de ocurrencia* de las crecientes a lo largo del año es vital para la elaboración de los planes sin obras hidráulicas de mitigación de daños, que incluyen la preparación para el evento, con el propósito de reducir la exposición y vulnerabilidad de la población, así como optimizar los recursos económicos disponibles para la emergencia y acelerar la recuperación posterior al evento (Durrans, Eiffe, Thomas, & Goranflo, 2003; Khedun *et al.*, 2019).



En general, entender el comportamiento estacional de las crecientes es vital en la planeación y el manejo de los recursos hidráulicos del río tanto para los usos agrícolas e hidroeléctricos como para la navegación, usos recreativos y otras actividades asociadas con los cuerpos de agua. Por lo anterior, conocer la relación que guardan el gasto máximo con su fecha de ocurrencia es sumamente importante, al grado de requerir su *estudio conjunto bivariado* (Chen, Guo, Yan, Liu, & Fang, 2010).

El *análisis de frecuencia de crecientes bivariado* comenzó formalmente a principios del siglo XXI (Yue & Rasmussen, 2002), y por lo general se basó en el gasto máximo y el volumen de las crecientes anuales, utilizando la distribución Normal bivariada y el llamado modelo Logístico, que acepta como funciones de distribución de probabilidades (FDP) *marginales iguales* a las distribuciones de valores extremos; las más comunes, Gumbel y GVE (Escalante-Sandoval & Reyes-Chávez, 2002; Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño, & Ortega-Gil, 2006).

El análisis *bivariado* de las crecientes es el enfoque multivariado más *simple* y aun así implica cinco complicaciones matemáticas: (1) se debe emplear una FDP bivariada; (2) su validación requiere la estimación de las probabilidades empíricas bivariadas; (3) ahora existen probabilidades conjuntas y condicionales; (4) se debe definir un periodo de retorno conjunto, para el cual existen *infinitas* parejas de valores de X y Y que lo satisfacen, y (5) hay que seleccionar entre las parejas citadas los eventos críticos o de diseño (Ramírez-Orozco & Aldama, 2000; Escalante-Sandoval & Reyes-Chávez, 2002; Volpi & Fiori, 2012; Requena, Mediero, & Garrote, 2013).

Actualmente, mediante el uso de la herramienta matemática conocida como “Cópulas”, se pueden construir FDP bivariadas con marginales de tipos diferentes debido a que las *funciones cópula* permiten representar distribuciones multivariadas a partir de las FDP univariadas o *marginales*, sin importar su forma o tipo (Salvadori, De Michele, Kottekoda, & Rosso, 2007; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Genest & Chebana, 2017; Zhang & Singh, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

Por medio de las funciones Cúpula se aborda el análisis de frecuencias *bivariado* de las fechas de ocurrencia de las crecientes anuales y sus gastos máximos. Las primeras son representadas por la distribución de von Mises y los segundos por una FDP idónea.

Objetivos

Los *objetivos* de este estudio se pueden englobar en los seis siguientes: (1) se exponen los estadísticos direccionales que representan a las fechas de ocurrencia de las crecientes en el año; (2) se describe la *distribución de von Mises* (dvM) y su ajuste vía optimización numérica, que permite la caracterización probabilística de las fechas de ocurrencia; (3) se presentan las características básicas de las *funciones Cúpula* (FC) de Frank y de Gumbel-Hougaard, que incluyen cociente tau de Kendall, dependencia observada y de la FC, estimación de las probabilidades empíricas conjuntas y selección y ratificación de la FC; (4) se expone la selección y adopción de la FDP marginal idónea de los gastos máximos anuales; (5) se describen los períodos de retorno conjuntos de tipo OR, AND y condicionales, y (6) se detalla como ejemplo numérico la aplicación

de la teoría y procedimientos expuestos a las 32 crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Teoría operativa

Datos circulares e indicadores direccionales

Las fechas de ocurrencia de las crecientes anuales en México por lo general definen una *estación húmeda*, que abarca de junio a octubre, *temporada* de incidencia de los huracanes que se generan en el mar Caribe y en el océano Pacífico. Por lo anterior, las fechas de ocurrencia de las crecientes anuales se pueden representar dentro de un círculo, que abarca los 365 días del año.

Existen varias convenciones o formas de trabajar en el círculo para dibujar los datos (Ramírez-Orozco, Gutiérrez-López, & Ruiz-Silva, 2009). En adelante, se usará la convención de Burn (1997), por su semejanza con los cuadrantes cartesianos. En tal esquema, el avance es contrario a las manecillas del reloj, iniciando en el eje de las abscisas; por ello, los días 1° de enero y 31 de diciembre coinciden en tal inicio.

Teniendo varios datos circulares dibujados es posible obtener sus indicadores direccionales, los más importantes son dos: su *dirección media* ($\bar{\alpha}$) y su *índice estacionalidad* (\bar{r}). El primero define la tendencia central de los datos y, por lo tanto, es la fecha de ocurrencia promedio de las crecientes anuales; el segundo cuantifica la dispersión de tales valores (Campos-Aranda, 2017).

Dirección media e índice de estacionalidad

Para estimar estos indicadores se comienza por transformar cada fecha de ocurrencia de las crecientes anuales a día juliano (D_i), es decir, de 0 a 365; lo anterior implica no considerar los años bisiestos. Si una creciente ocurre el 29 de febrero, se le asigna el día 28. Las fechas de enero quedan igual, pero a las de febrero se les suma 31, a las de marzo 59, a las de abril 90 y así sucesivamente hasta las de noviembre a las que se les agrega 304, y a las de diciembre se les suma 334 para obtener el día juliano. Enseguida se obtiene el ángulo α_i en radianes, correspondiente a la fecha i de cada creciente (D_i), con la expresión siguiente (Burn, 1997; Cunderlik, Ouarda, & Bobée, 2004; Chen, Singh, Guo, Fang, & Liu, 2013; Campos-Aranda, 2023b):

$$\alpha_i = 2\pi \frac{D_i}{365} = X_i \text{ con } 0 \leq \alpha_i \leq 2\pi \quad (1)$$

en la cual:

π = número pi con 3.141592654 como valor aproximado

X_i = variable aleatoria de las fechas de ocurrencia en radianes

Enseguida, las coordenadas x y y de las fechas de ocurrencia de las crecientes descritas por los ángulos α_i se estiman con base en los cosenos y senos, y se obtienen sus valores medios a través de las ecuaciones siguientes:



$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \cos(\alpha_i) \quad (2)$$

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \sin(\alpha_i) \quad (3)$$

siendo:

n = número de fechas de ocurrencia de las crecientes anuales analizadas

Ahora, la *dirección media* ($\bar{\alpha}$) de la fecha promedio de las crecientes será:

$$\bar{\alpha} = \arctan\left(\frac{\bar{y}}{\bar{x}}\right) \quad (4)$$

La aplicación de la ecuación anterior se realiza obteniendo primero el arco tangente de \bar{y} entre \bar{x} , ambas con signo positivo designado a , en radianes; entonces, si \bar{x} y \bar{y} son positivas $\bar{\alpha} = \alpha$; si $\bar{x} < 0$ y $\bar{y} > 0$ $\bar{\alpha} = \pi - \alpha$; si ambas son negativas $\bar{\alpha} = \pi + \alpha$; por último, si $\bar{x} > 0$ y $\bar{y} < 0$ $\bar{\alpha} = 2\pi - \alpha$. Los ángulos α_i y $\bar{\alpha}$ se transforman a grados (de 0 a 360°) al multiplicarlos por 57.295755.

El valor de $\bar{\alpha}$ en día juliano se denomina *día medio de las crecientes* (*DMC*), y se obtiene dividiendo entre 2π y multiplicando por 365. El índice *DMC* indica la fecha promedio de ocurrencia de los gastos máximos anuales en una cuenca dada. Se puede esperar que cuencas con valores similares del *DMC* presenten semejanzas en otras características



hidrológicas importantes. Lógicamente, el *DMC* estará relacionado con el tamaño de la cuenca y con su localización geográfica dentro de la región hidrológica estudiada (Burn, 1997; Cunderlik *et al.*, 2004).

Una medida de la variabilidad de las n fechas de ocurrencia de las crecientes, en relación con el *DMC*, se puede estimar calculando la resultante media, cuya expresión es:

$$\bar{r} = \sqrt{\bar{x}^2 + \bar{y}^2} \quad (5)$$

El *índice de estacionalidad* \bar{r} es una medida adimensional de la dispersión de los datos, y toma valores entre 0 y 1. Un valor unitario indica que todas las crecientes ocurren en la misma fecha; en cambio, un valor cercano a cero implica gran variabilidad de ocurrencias a lo largo de todo el año.

Ramírez-Orozco *et al.* (2009) establecen los siguientes cinco grados de estacionalidad: (1) muy fuerte, cuando $\bar{r} > 0.90$; (2) fuerte, cuando \bar{r} fluctúa entre 0.70 y 0.90; (3) media, cuando \bar{r} varía de 0.50 a 0.70; (4) baja, cuando \bar{r} cambia de 0.10 a 0.50, y (5) muy baja o débil, cuando $\bar{r} < 0.10$. Chen *et al.* (2013) indican que si \bar{r} es cercano a la unidad, se puede esperar que una sola temporada o estación húmeda sea dominante.

La distribución de von Mises

Este modelo probabilístico es de uso común para representar variables aleatorias que tienen dirección en dos dimensiones y una moda única. Por ello, la *distribución de von Mises* (dvM) se considera la analogía natural del modelo Normal para datos estacionales. Su función de densidad de probabilidad es la ecuación siguiente (Metcalfe, 1997; Carta, Bueno, & Ramírez, 2008; Chen *et al.*, 2010):

$$f(x) = \frac{\exp[\kappa \cdot \cos(x - \mu)]}{2\pi I_0(\kappa)} \text{ con } 0 \leq x \leq 2\pi, 0 < \mu \leq 2\pi, \kappa > 0 \quad (6)$$

La dvM es simétrica con su moda en $x = \mu$, que también es su *dirección media* ($\bar{\alpha}$), y la dispersión está dada por el *parámetro de concentración* κ (kappa). El denominador de la Ecuación (6) hace que el área bajo la curva sea unitaria y por ello se le llama *factor de normalización* (FN); incluye la función modificada de Bessel de primer tipo de orden cero [$I_0(\kappa)$].

Para estimar la probabilidad de no excedencia de un valor x se integra numéricamente la Ecuación (6), esto es:

$$F(x) = \frac{1}{2\pi I_0(\kappa)} \int_0^x \exp[\kappa \cdot \cos(x - \mu)] \, d\mu \quad (7)$$

La expresión anterior define la FDP de la dvM. $I_0(\kappa)$ se estima con la siguiente serie ascendente, que proviene de Olver (1972):



$$I_0(\kappa) = 1 + \frac{(\kappa^2/4)}{1} + \frac{(\kappa^2/4)^2}{4} + \frac{(\kappa^2/4)^3}{36} + \frac{(\kappa^2/4)^4}{576} + \frac{(\kappa^2/4)^5}{14400} + \dots \quad (8)$$

Integración numérica de la dvM

Para llevar a cabo tal integración numérica de la Ecuación (7) se adoptó el método de la cuadratura Gauss-Legendre, cuya ecuación operativa univariada es (Nieves & Domínguez, 1998; Campos-Aranda, 2003):

$$\int_a^b f(x) dx \cong \frac{b-a}{2} \sum_{i=1}^{np} w_i \cdot f\left[\frac{(b-a)h_i+b+a}{2}\right] \quad (9)$$

en la cual:

w_i = coeficientes del método, cuyas abscisas son h_i

np = número de parejas en donde se evalúa la función $f(x)$, con el argumento indicado en $f(\cdot)$ de la Ecuación (9)

En Davis y Polonsky (1972) se obtuvieron las 12 parejas utilizadas de w_i y h_i con 15 dígitos debido a que el lenguaje *Basic* acepta 16 dígitos como variables de doble precisión.



Ajuste de la dvM en la estación húmeda

Cuando las fechas de ocurrencia de las crecientes anuales abarcan en su mayoría un lapso en meses bastante definido, por ejemplo, de junio a octubre, entonces la aplicación de la Ecuación (7) se realiza vía optimización numérica, para buscar los valores de μ y κ que reduzcan la suma de las diferencias entre probabilidades teóricas [$F_T(x)$] y empíricas [$F_E(x)$] al cuadrado, esto es:

$$\text{Minimizar } FO = \sum_{i=1}^n [F_T(x_i) - F_E(x_i)]^2 \quad (10)$$

La minimización de la función objetivo anterior se realizará por medio del algoritmo de Rosenbrock. Las probabilidades empíricas se definen con la fórmula de Gringorten (Chen *et al.*, 2010), que es la siguiente:

$$F_E(x) = \frac{m-0.44}{n+0.12} \quad (11)$$

en la cual:

m = número de orden del dato o fecha de ocurrencia en radianes ($x = \alpha_i$) cuando se ubican en magnitud progresiva

n = número total de datos

Lógicamente, se eliminan de modo previo las fechas ocurrencia acontecidas fuera del lapso principal o *estación húmeda* de las crecientes



para mejorar el ajuste y, por lo tanto, la definición de la dvM. Mayores detalles del proceso anterior se pueden consultar en Campos-Aranda (2023b).

Algoritmo de Rosenbrock

Es un procedimiento numérico de búsqueda directa que intenta definir el *mínimo* de una función no lineal de múltiples variables aleatorias no acotadas. El *algoritmo de Rosenbrock* asume que la función es unimodal, y comienza definiendo una línea recta o dirección de búsqueda a partir de un punto dado inicial. Enseguida evalúa la *función objetivo* (FO) en varios puntos de la línea y determina el óptimo; cuando sucede esto, se selecciona una nueva dirección de búsqueda y el proceso se repite de manera recursiva por etapas.

En este algoritmo es conveniente dar diferentes puntos iniciales para buscar el mínimo global a partir de los mínimos locales estimados. Una descripción más detallada del proceso se tiene en Rosenbrock (1960), Kuester y Mize (1973), y Campos-Aranda (2003).

Ventajas de las funciones Cúpula

Como ya se indicó, la ventaja esencial de las *funciones Cúpula* (FC) consiste en permitir expresar una *distribución conjunta* de variables aleatorias correlacionadas, como una función de sus distribuciones marginales, previamente adoptadas. Entonces, una FC enlaza o relaciona las distribuciones marginales univariadas para formar una distribución

multivariada. Otra ventaja básica de las *FC* al formar distribuciones multivariadas es el hecho de que ellas separan el efecto de la dependencia entre las variables aleatorias de los efectos de las distribuciones marginales en la modelación conjunta.

Debido a lo anterior, la construcción de la distribución multivariada se reduce al estudio de la relación que guardan las variables correlacionadas si las distribuciones marginales univariadas son conocidas. El uso de las *FC* ofrece entera libertad para adoptar o seleccionar las distribuciones marginales univariadas que mejor representen a los datos (Meylan *et al.*, 2012; Zhang & Singh, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

Familias de Cúpulas por aplicar

Las *funciones Cúpula (FC)* que han sido desarrolladas se han clasificado en cuatro clases: de Arquímedes, de valores extremos, elípticas y misceláneas. También se clasifican en Cúpulas de un parámetro o de varios, dependiendo de la amplitud con la cual se defina la estructura de la dependencia entre las variables X y Y (Meylan *et al.*, 2012; Chowdhary & Singh, 2019). Salvadori *et al.* (2007) exponen un resumen amplio y útil de *FC* que han sido aplicadas en el campo de la hidrología.

Designando a $F_X(x) = u$, $F_Y(y) = v$ y θ el parámetro que mide la dependencia o asociación entre u y v , se tienen las siguientes dos familias de Cúpulas de Arquímedes y de valores extremos (Salvadori *et al.*, 2007; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

1. Frank. Su ecuación y espacio de variación de θ son:



$$C(u, v) = -\frac{1}{\theta} \ln \left[1 + \frac{(e^{-\theta u} - 1)(e^{-\theta v} - 1)}{e^{-\theta} - 1} \right] \quad (-\infty, \infty) \setminus \{0\} \quad (12)$$

Para la dependencia negativa $0 \leq \theta < 1$ y para la positiva $\theta > 1$, con $\theta = 1$ para la independencia entre u y v . La relación de θ con el τ_n es la siguiente:

$$\tau_n = 1 + \frac{4}{\theta} [D_1(\theta) - 1] \quad (13)$$

siendo $D_1(\theta)$ la función Debye de orden 1, cuya expresión es:

$$D_1(\theta) = \frac{1}{\theta} \int_0^\theta \frac{s}{e^s - 1} ds \quad (14)$$

La ecuación anterior se estimó con integración numérica, ratificando sus resultados con los valores tabulados por Stegun (1972).

2. Gumbel-Hougaard, la cual acepta solo dependencia positiva. Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = \exp \left\{ - \left[(-\ln u)^\theta + (-\ln v)^\theta \right]^{1/\theta} \right\} \quad [1, \infty) \quad (15)$$

Con $\theta = 1$ se tiene independencia entre u y v . La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:



$$\tau_n = \frac{\theta-1}{\theta} \quad (16)$$

Medidas de asociación

Concordancia

Como la *FC* caracteriza la *dependencia* entre las variables aleatorias u y v , es necesario el estudio de las medidas de asociación para disponer de un método que permita estimar su parámetro θ . En términos generales, una variable aleatoria es *concordante* con otra cuando sus grandes valores están asociados con los grandes valores de la otra y los valores pequeños de una con los valores reducidos de la otra (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Unas variables con correlación lineal directa serán concordantes, pues al aumentar una la otra también lo hace. Variables con correlación lineal inversa serán *discordantes*, ya que a grandes valores de una le corresponderán pequeños valores de la otra. Lo anterior implica que son *concordantes* (*c*) las parejas $(x_1 - x_2)(y_1 - y_2) > 0$ y *discordantes* (*d*) cuando $(x_1 - x_2)(y_1 - y_2) < 0$ (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Una medida numérica de asociación es un estadístico que indica el grado de dependencia o asociación de las variables. Para fines de comparación, tales medidas varían de 0 a +1 o a -1, indicado la asociación perfecta positiva en +1 o negativa en -1. El cociente tau de



Kendall y el coeficiente rho de Spearman son dos medidas no paramétricas que proporcionan información sobre una forma especial de asociación o dependencia conocida como *concordancia* (Salvadori *et al.*, 2007; Chen & Guo, 2019).

Cociente tau de Kendall

Mide la probabilidad de tener parejas concordantes, por lo cual es el cociente de $c - d$ entre $c + d$. Su expresión para estimarlo con datos bivariados es (Zhang & Singh, 2006; Zhang & Singh, 2019):

$$\tau_n = \frac{2}{n(n-1)} \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{signo}[(x_i - x_j)(y_i - y_j)] \quad (17)$$

en la ecuación anterior:

n = número de observaciones

$\text{signo}[\cdot] = +1$ si tales parejas son concordantes y -1 si son discordantes

Genest y Favre (2007) exponen una prueba para el cociente tau, adoptando como hipótesis nula H_0 en el que X y Y son independientes y entonces el estadístico tiene distribución aproximadamente Normal con media 0 y varianza $2(2n + 5) / [9n(n - 1)]$. Entonces H_0 será rechazada con un nivel de confianza $\alpha = 5\%$ si:

$$\sqrt{\frac{9n(n-1)}{2(2n+5)}} |\tau_n| > Z_{\alpha/2} = 1.96 \quad (18)$$



Estimación del parámetro de dependencia

El método más simple para estimar el parámetro θ de las *FC* se asemeja al método de momentos y se basa en la inversión de la ecuación que relaciona a θ con el cociente tau de Kendall o con el coeficiente rho de Spearman (Meylan *et al.*, 2012; Chowdhary & Singh, 2019; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019). Para obtener θ , en la Ecuación (13) se procede por tanteos; en cambio, en la Ecuación (16) se despeja su valor.

Estimación de probabilidades empíricas conjuntas

Las probabilidades empíricas bivariadas se estimaron con base en la fórmula de Gringorten, aplicada por Yue (2000b), Zhang y Singh (2019), y Chen y Guo (2019). Tal fórmula es:

$$p = \frac{i-0.44}{n+0.12} \quad (19)$$

en la cual:

i = número de cada dato cuando están ordenados de manera progresiva

n = número total de ellos o amplitud del registro procesado

La expresión anterior se aplicó en el plano bidimensional, con los datos ordenados en forma progresiva; las fechas de ocurrencia (X_i) en los renglones y los gastos máximos (Q_i) en las columnas. El plano formado



es un cuadrado de n por n casillas, con n casillas en su diagonal principal cuando el número de orden del renglón es igual al de la columna. Después, cada pareja de datos anual (X_i y Q_i) se localiza en el plano bidimensional, y la casilla definida por la intersección del renglón y columna se identifica con el número i , que corresponde al año histórico dibujado.

Cuando las n parejas de datos están dibujadas, se busca el año 1, y se define un área rectangular o cuadrada de valores menores de X y de Q , cuyo *conteo* de casillas numeradas dentro es NM_1 o combinaciones de X y Y menores. Calculados los n valores de NM_i , se aplica la fórmula de posición gráfica de Gringorten para estimar la probabilidad empírica conjunta o bivariada:

$$F(x, y) = P(X \leq x, Q \leq q) = \frac{NM_i - 0.44}{n + 0.12} \quad (20)$$

Selección de la función Cúpula

Un enfoque simple de selección de la función Cúpula bivariada se basa en los estadísticos del error de ajuste, al comparar las probabilidades empíricas observadas (w_i^o) con las teóricas calculadas (w_i^c) con la *FC* que se prueba. Los indicadores aplicados son el *error medio estándar (EME)*, el *error medio absoluto (EMA)* y el *error absoluto máximo (EAM)*; sus expresiones son (Chowdhary & Singh, 2019):

$$EME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (w_i^o - w_i^c)^2} \quad (21)$$

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |(w_i^o - w_i^c)| \quad (22)$$

$$EAM = \max_{i=1:n} |(w_i^o - w_i^c)| \quad (23)$$

Dependencia en el extremo superior

Generalidades

El criterio más importante que se aplica para seleccionar una *FC* bivariada es el basado en la magnitud de la dependencia en el extremo superior de la distribución conjunta, lo cual tiene impacto en la *veracidad* de las predicciones extremas. La dependencia en la cola superior derecha (λ_U) es la probabilidad condicional de que Q sea mayor que un cierto percentil (s) de $F_Q(q)$, dado que X es mayor que tal percentil en $F_X(x)$ conforme s se aproxima a la unidad. La dependencia en la cola inferior izquierda (λ_L) compara que Q sea menor que X cuando s se aproxima a cero (Chowdhary & Singh, 2019; Salvadori *et al.*, 2007).

En relación con las *FC* expuestas, las cópulas de Frank no tienen dependencias en sus zonas extremas. Por el contrario, la cópula Gumbel-Hougaard tiene dependencia significativa en la cola superior igual a:

$$\lambda_U = 2 - 2^{1/\theta} \quad (24)$$



Dupuis (2007) probó seis familias de cópulas y encontró que su capacidad para estimar eventos extremos varía de mala a buena, con el siguiente orden: Clayton, Frank, Normal, *t*-Student, Gumbel-Hougaard y de Clayton Asociada (*Survival Clayton*). A conclusiones similares llegaron Poulin, Huard, Favre y Pugin (2007), al comparar las mismas seis familias de Cúpulas y la denominada A12, que tiene dependencia significativa en su cola derecha.

Estimación de la dependencia observada

Para abordar la estimación de la dependencia en la cola superior (λ_U) que muestran los datos disponibles, primero se debe definir la llamada *Cópula empírica*. Como la *FC* caracteriza la dependencia entre las variables aleatorias X y Q , entonces el par de rangos R_i y S_i procedentes de las tales variables son el estadístico que retiene la mayor cantidad de información y su escalamiento con el factor $1 / (n + 1)$ genera una serie de puntos en el cuadrado unitario $[0, 1]^2$, formando el dominio de la Cúpula empírica (Chowdhary & Singh, 2019), definida así:

$$C_n(u, v) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 1\left(\frac{R_i}{n+1} \leq u, \frac{S_i}{n+1} \leq v\right) \quad (25)$$

En la ecuación anterior, $1(\cdot)$ indica una función de las variables aleatorias U y V , que son una transformación en aumento continuo de X



y Y , en relación con las integrales de probabilidad empírica $F_n(X)$ y $F_n(Y)$, cuyas ecuaciones son:

$$U_i = \frac{\text{Rango}(X_i)}{n+1} = F_n(x_i) \quad V_i = \frac{\text{Rango}(Q_i)}{n+1} = F_n(q_i) \quad (26)$$

Poulin *et al.* (2007) utilizan el estimador propuesto por Frahm, Junker y Schmidt (2005), el cual se basa en una muestra aleatoria obtenida de la Cúpula empírica. Su expresión es:

$$\lambda_U^{CFG} = 2 - 2\exp\left\{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^n \ln\left[\sqrt{\ln\frac{1}{U_i} \cdot \ln\frac{1}{V_i}} / \ln\left(\frac{1}{\max(U_i, V_i)^2}\right)\right]\right\} \quad (27)$$

Este estimador acepta que la FC se puede aproximar por una de la clase valores extremos; tiene la ventaja de no requerir un valor umbral para su estimación.

Ratificación de la función Cúpula seleccionada

Esta es la etapa más importante del proceso de aplicación de las FC , pues en ella se verifica que tal modelo reproduzca fielmente las probabilidades conjuntas observadas (Ecuación (20)). Yue (2000a) expone una forma simple y práctica de representar las probabilidades conjuntas empíricas y teóricas, que consiste en llevar al eje de las abscisas la primera y al eje de las ordenadas la segunda; en tal gráfica, cada pareja de datos define

un punto que coincide o se aleja de la recta a 45 °. La inspección de la gráfica descrita y el valor del coeficiente de correlación —en estos casos, superior a 0.98— ratifican la validez del modelo probabilístico conjunto.

Yue (2000b), y Yue y Rasmussen (2002) aplican el test de Kolmogorov-Smirnov con un nivel de significancia (α) del 5%, para aceptar o rechazar la *diferencia máxima absoluta* (dma) entre las probabilidades conjuntas. Para evaluar la estadística (D_n) del test, se utilizó la expresión que exponen Meylan *et al.* (2012), para $\alpha = 5\%$, que es:

$$D_n = \frac{1.358}{\sqrt{n}} \quad (28)$$

n es el número de datos. Si la dma es menor que D_n , se ratifica la FC adoptada.

Selección de las distribuciones marginales

El planteamiento para la selección de las distribuciones marginales fue muy simple y consistió en aplicar las tres FDP que se han establecido de referencia o de aplicación bajo precepto, que son la Log-Pearson tipo III (LP3), la general de valores extremos (GVE) y la logística generalizada (LOG). Además, se aplicaron tres modelos de uso generalizado: la Pareto generalizada (PAG), la Kappa y la Wakeby. Las primeras cuatro FDP citadas tienen tres parámetros de ajuste y las dos últimas, 4 y 5. Con excepción de la LP3, que se aplicó con el método de momentos en los

dominios logarítmico (WRC, 1977) y real (Bobée, 1975), el resto se ajustó con el método de momentos L (Hosking & Wallis, 1997).

La selección de la FDP más conveniente se basó en el valor que cada una genera con una probabilidad de no excedencia del 1 %; es decir, un valor muy bajo que no supere a los valores mínimos observados, para evitar probabilidades marginales (v) negativas. Este criterio de selección es el requerido en registros de gasto máximo Q que presentan valores mínimos muy reducidos, en comparación con sus extremos máximos.

Además, se tomaron en cuenta los errores estándar de ajuste (*EEA*) y absoluto medio (*EAM*), así como la magnitud de las *predicciones* en los períodos de retorno mayores a 500 años.

Errores de ajuste

El primer criterio aplicado para la selección de la mejor FDP a unos datos o serie disponible fueron los llamados *errores de ajuste* (Kite, 1977; Willmott & Matsuura, 2005; Chai & Draxler, 2014). Este criterio y el descrito para evitar probabilidades negativas permitirán adoptar una distribución adecuada entre los modelos: LP3, GVE, LOG, PAG, Kappa y Wakeby.

Cambiando en las ecuaciones (20) y (21) las probabilidades observadas por los datos ordenados de la serie analizada (x_i o y_i), y las probabilidades calculadas por los valores estimados con la FDP que se prueba o contrasta, se obtienen el error estándar de ajuste (*EEA*) y el error absoluto medio (*EAM*). Los valores que se estiman (\hat{x}_i o \hat{y}_i) se buscan

para la misma probabilidad de no excedencia asignada a los datos con la fórmula empírica de Gringorten (Ecuación (19)).

Periodos de retorno bivariados

El primer *periodo de retorno bivariado* del evento (X, Y) se define bajo la condición OR, lo cual indica que los límites x o y , o ambos *pueden* ser excedidos, y entonces la ecuación clásica del periodo de retorno o inverso de la probabilidad de excedencia será (Shiau, Wang, & Tsai, 2006; Genest & Chebana, 2017):

$$T_{XY} = \frac{1}{P(X>x \text{ or } Y>y)} = \frac{1}{1-F_{X,Y}(x,y)} = \frac{1}{1-C[F_X(x),F_Y(y)]} \quad (29)$$

en la cual $C[F_X(x),F_Y(y)]$ es la FC seleccionada.

El segundo *periodo de retorno bivariado* del evento (X, Y) está asociado con el caso en que ambos límites *son* excedidos ($X > x, Y > y$) o condición AND; su ecuación es (Shiau *et al.*, 2006; Genest & Chebana, 2017):

$$T'_{XY} = \frac{1}{P(X>x \text{ and } Y>y)} = \frac{1}{F'_{X,Y}(x,y)} = \frac{1}{1-F_X(x)-F_Y(y)+C[F_X(x),F_Y(y)]} \quad (30)$$

Aldama (2000) obtiene la expresión $F'_{X,Y}(x,y)$ de la probabilidad bivariada de excedencia mediante un razonamiento de probabilidades



lógico y simple aplicado en el plano cartesiano. En cambio, Yue y Rasmussen (2002) recurren al plano cartesiano para definir el evento bivariado (X, Y) conceptualmente, que puede ocurrir en alguno de los cuatro cuadrantes.

La relación entre los periodos de retorno bivariados y los univariados es la siguiente (Yue & Rasmussen, 2002; Shiau *et al.*, 2006; Vogel & Castellarin, 2017):

$$T_{XY} \leq \min[T_X, T_Y] \leq \max[T_X, T_Y] \leq T'_{XY} \quad (31)$$

siendo:

$$T_X = \frac{1}{F'_X(x)} = \frac{1}{1-F_X(x)} \quad (32)$$

$$T_Y = \frac{1}{F'_Y(y)} = \frac{1}{1-F_Y(y)} \quad (33)$$

Los *periodos de retorno bivariados condicionales* se basan en la distribución condicional de X , dado que $Y \leq y$, la cual se expresa así (Chen & Guo, 2019):

$$P(X \leq x | Y \leq y) = C(F_X(x) | F_Y(y) \leq y) = \frac{C[F_X(x), F_Y(y)]}{F_Y(y)} \quad (34)$$



Una ecuación similar se obtiene para Y , dado que $X \leq x$. Por similitud con la ecuación anterior y la Ecuación (30), se puede obtener la distribución condicional para variables X y Y , excediendo a unos límites (Chen & Guo, 2019), la cual es:

$$P(X > x | Y > y) = \frac{P(X > x, Y > y)}{P(Y > y)} = \frac{1 - F_X(x) - F_Y(y) + C[F_X(x), F_Y(y)]}{1 - F_Y(y)} \quad (35)$$

Datos por procesar

En este estudio se procesó el registro de la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México. La estación de aforos Guamúchil tiene un área de cuenca de 1 645 km² y un registro de 32 años que inició en 1940 y terminó en 1971, cuando se construyó la presa Eustaquio Buelna (Aldama *et al.*, 2006). En tal registro se eliminaron tres años: (1) 1949, cuyo gasto de 375 m³/s ocurrió el 22 de enero; (2) 1960, con un gasto de 1 373 m³/s, que se presentó el 13 de enero, y (3) 1968, con un gasto de 200 m³/s, que aconteció el 10 de febrero. El registro de la estación *húmeda* adoptada se muestra en la Tabla 1, en sus columnas 1 a 6.

Tabla 1. Gastos de las crecientes anuales, fechas de ocurrencia, probabilidades de no excedencia teóricas y empíricas, y conteo para probabilidad empírica conjunta en la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
No.	Q_i (m ³ /s)	Mes	Día	DJ	α_i (radianes)		$F_T(x)$ ord	$F_E(x)$ ord	NM _i
					obs	ord			
1	255	Ago	4	216	3.718269	3.0641	0.041	0.019	3
2	65	Sep	22	265	4.561765	3.2879	0.086	0.054	1
3	445	Oct	2	275	4.733907	3.5117	0.165	0.088	12
4	1550	Sep	26	269	4.630622	3.5633	0.189	0.122	24
5	392	Ago	30	242	4.165838	3.5806	0.198	0.157	8
6	916	Oct	8	281	4.837192	3.5806	0.198	0.191	22
7	241	Ago	10	222	3.821554	3.6666	0.244	0.225	3
8	530	Ago	12	224	3.855983	3.6838	0.254	0.260	9
9	648	Jul	23	204	3.511698	3.7183	0.275	0.294	3
10	272	Ago	16	228	3.924839	3.7355	0.285	0.328	5
11	422	Sep	7	250	4.303552	3.8216	0.342	0.363	9
12	377	Ago	5	217	3.735483	3.8560	0.366	0.397	4
13	1173	Sep	17	260	4.475694	3.9076	0.402	0.431	21
14	219	Jul	10	191	3.287913	3.9248	0.415	0.466	2
15	3507	Sep	23	266	4.578979	3.9593	0.440	0.500	25
16	165	Jun	27	178	3.064129	4.0281	0.491	0.534	1
17	526	Ago	18	230	3.959268	4.0970	0.543	0.569	10





1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
No.	Q_i (m ³ /s)	Mes	Día	DJ	α_i (radianes)		$F_T(x)$ ord	$F_E(x)$ ord	NM _i
					obs	ord			
18	1014	Sep	20	263	4.527337	4.1658	0.593	0.603	20
19	1610	Ago	2	214	3.683840	4.3036	0.689	0.637	8
20	525	Ago	1	213	3.666626	4.3380	0.711	0.672	5
21	985	Oct	4	277	4.768336	4.4413	0.772	0.706	22
22	460	Jul	26	207	3.563341	4.4757	0.791	0.740	3
23	390	Ago	26	238	4.096982	4.5273	0.817	0.775	7
24	449	Jul	27	208	3.580555	4.5618	0.833	0.809	3
25	794	Jul	27	208	3.580555	4.5790	0.841	0.843	6
26	720	Ago	22	234	4.028124	4.6306	0.862	0.878	13
27	312	Sep	9	252	4.337981	4.7339	0.898	0.912	6
28	520	Sep	15	258	4.441266	4.7683	0.909	0.946	13
29	1045	Ago	15	227	3.907625	4.8372	0.927	0.981	12

DJ = día juliano.

Obs = valores observados.

Ord = valores ordenados.

$F_T(x)$ = probabilidad de no excedencia teórica (Ecuación (7)).

$F_E(x)$ = probabilidad de no excedencia empírica (Ecuación (19)).

NM_i = número de combinaciones de X_i y Q_i menores (Ecuación (20)).



Test de Wald-Wolfowitz

Esta prueba no paramétrica ha sido expuesta y aplicada por Bobée y Ashkar (1991), Rao y Hamed (2000), y Meylan *et al.* (2012) para verificar *independencia* y *estacionariedad* en registros de gastos máximos anuales (Q_i). Por lo anterior, se propuso aplicar la prueba a los registros de α_i en radianes y de gastos máximos anuales, que deben ser muestras aleatorias.

Resultados y su discusión

Búsqueda de las distribuciones marginales

Verificación de la aleatoriedad

Primero se verificó la aleatoriedad de los registros por procesar con base en el Test de Wald-Wolfowitz, cuyo estadístico (U) condujo a valores de -0.720 y -1.522 , para las fechas de ocurrencia (α_i) en radianes y para los gastos máximos de la Tabla 1. Como U es menor que 1.96 , ambas series o muestras son aleatorias.

Distribución de las fechas de ocurrencia anuales

Para la aplicación del algoritmo de Rosenbrock se adoptaron como valores iniciales de μ y κ 4.25 y 0.50 a los datos (columnas 3 y 4) de la Tabla 1 de la estación Guamúchil, los cuales definen una FO inicial de 1.040 .

Después de 15 etapas y 83 evaluaciones de la FO se obtuvo: $FO = 0.0456$, $\mu = 4.04104$, $\kappa = 3.79233$, $FN = 59.3770$, y los resultados concentrados en la columna 8 de la Tabla 1 y Figura 1. Este ajuste de la dvM recorre el intervalo de ocurrencias de 3.0641 a 4.8372 radianes, que corresponden a las fechas siguientes: del 27 de junio al 8 de octubre ($281 - 178 = 103$ días).

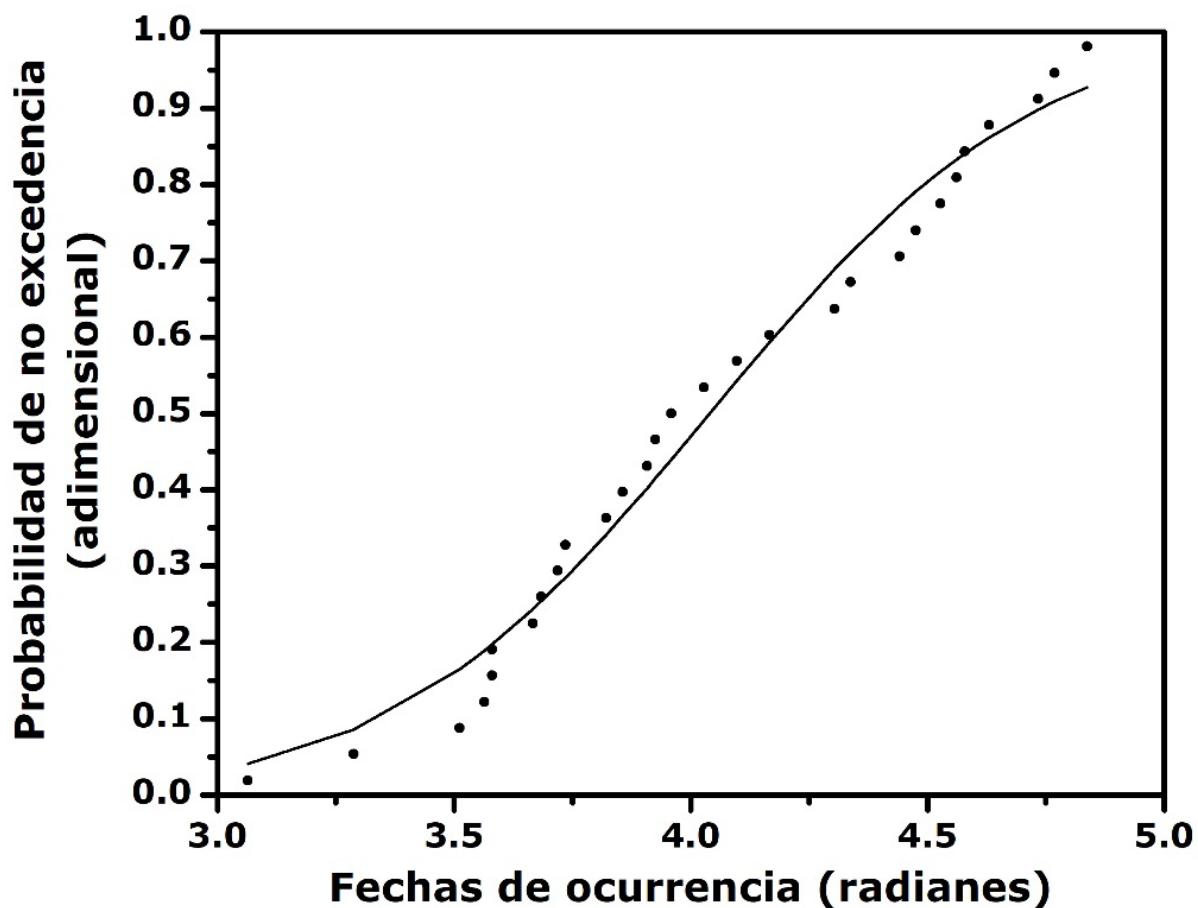


Figura 1. Ajuste de la distribución de von Mises a las fechas de ocurrencia de las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

Para estimar las fechas correspondientes a los períodos de retorno (Tr , años) que tendrán las *predicciones* de las crecientes, se procede por tanteos con base en la Ecuación (7), y los valores de $\mu = 4.04104$ y $\kappa = 3.79233$ obtenidos para el registro de la Tabla 1. Se adoptan el mes y día que definen los valores más aproximados de probabilidad de no excedencia [$F(x)$] relativa al Tr estimado. En la Tabla 2 se exponen las estimaciones obtenidas para los Tr indicados.

Tabla 2. Fechas de ocurrencia estimadas con distribución de von Mises para los períodos de retorno indicados en las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

Tr (años) asignado	Fecha obtenida	Día en radianes	$F(x)$ estimada	$1-F(x)$ estimada	Tr (años) estimado
50	Oct 29	5.198691	0.97970	0.02030	49.3
100	Nov 8	5.370833	0.98969	0.01031	97.0
500	Nov 28	5.715117	0.99806	0.00194	515.5
1000	Dic 4	5.818403	0.99904	0.00096	1041.7

Distribución de los gastos máximos anuales

En la Tabla 3 se exponen los errores de ajuste y predicciones (m^3/s) obtenidas con las tres distribuciones de referencia y las tres de uso generalizado, aplicadas al registro de gastos máximos de la Tabla 1. El valor mínimo del gasto máximo de $65\ m^3/s$ resultó inferior a las



magnitudes con probabilidad de excedencia del 1 % que se estiman con las FDP aplicadas, excepto con la distribución Kappa, y que por ello fue la adoptada.

Tabla 3. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las seis distribuciones aplicadas en el registro de gastos máximos anuales de las crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México.

FDP	EEA (m^3/s)	EAM (m^3/s)	Periodos de retorno, en años					
			50	100	500	1 000	5 000	10 000
LP3	181.5	90.0	2 649	3 246	4 855	5 650	7 747	8 765
GVE	152.6	71.1	2 749	3 647	6 852	8 929	16 361	21 178
LOG	140.4	72.2	2 702	3 649	7 283	9 798	19 499	26 219
PAG	163.3	82.6	2 738	3 439	5 493	6 599	9 837	11 581
KAP	225.6	116.8	2 430	3 031	4 946	6 068	9 664	11 775
WAK	152.7	76.0	2 789	3 697	6 839	8 815	15 651	19 951

Los parámetros de ubicación (u_2), escala (a_2) y forma (k_2 y h_2) de la distribución Kappa adoptada son los siguientes: 578.6213, 265.6867, -0.275 y -1.0, cuya expresión es:

$$F(y) = \left\{ 1 - h_2 \left[1 - \frac{k_2(y-u_2)}{a_2} \right]^{1/k_2} \right\}^{1/h_2} \quad (36)$$



La distribución Kappa adopta un valor de -1 en su segundo parámetro de forma (h) debido a que los cocientes L ($\tau_3 = 0.42744$ y $\tau_4 = 0.32260$) definen en el diagrama de cocientes L, un punto encima de la distribución Logística Generalizada (Campos-Aranda, 2023a).

Selección y ratificación de la FC

El procesamiento bivariado de los datos de la Tabla 1 condujo a los siguientes dos indicadores de asociación: $r_{xy} = 0.3563$ y $\tau_n = 0.2315$. La Ecuación (18), con $n = 29$ y el tau citado origina un valor de 0.9424, por lo cual el cociente de Kendall no es significativo.

Aunque el valor de tau no es estadísticamente diferente de cero, el ser positivo indica una correspondencia directa o concordancia, aunque baja, entre las fechas de ocurrencia de las crecientes y su valor de gasto máximo para sus magnitudes anuales. Tal relación o dependencia será modelada por la FC.

En la Tabla 4 se muestran los indicadores estadísticos de ajuste que se obtuvieron al aplicar las FC de Frank y Gumbel-Hougaard (G-H). En las ecuaciones (21) a (23), las probabilidades bivariadas empíricas se estimaron con la Ecuación (20), y las teóricas con las ecuaciones (12) y (15).

Tabla 4. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cúpula indicadas en las crecientes anuales de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

Cúpula	θ	EME	EAM	No. DP	No. DN	MDP	MDN	λ_U
Frank	2.1790	0.0309	0.0237	20	9	0.0682	-0.0368	0.0000
G-H	1.3013	0.0326	0.0246	18	11	0.0785	-0.0369	0.2965

DP, DN = diferencias positivas y negativas.

MDP, MDN = máxima diferencia positiva y negativa.

Como la aplicación de la Ecuación (27) condujo a un valor de λ_U^{CFG} de 0.3416, no existe dificultad para seleccionar a la *FC* Gumbel-Hougaard en la Tabla 4.

Por otra parte, debido a que el valor de λ_U^{CFG} resultó ligeramente mayor que el λ_U de la *FC*, se debería buscar una *FC* con mayor dependencia en su extremo derecho, pero en este caso no es necesario porque no se realizarán predicciones a altos períodos de retorno, sino que más bien se formularán estimaciones de probabilidades de excedencia, según fechas de ocurrencia, a partir de los períodos de retorno *condicionales*. Chen y Guo (2019) aplican exclusivamente la *FC* de Gumbel-Hougaard en este tipo de análisis de frecuencias.

En la Tabla 5 se muestran las probabilidades de no excedencia bivariadas, empíricas observadas (w_i^o) calculadas con la Ecuación (20) y teóricas estimadas (w_i^c) con la *FC* de Gumbel-Hougaard. También se indican sombreadas las diferencias máximas positiva y negativa.



Tabla 5. Probabilidades de no excedencia conjuntas y sus diferencias, calculadas con la FC de Gumbel-Hougaard, para las crecientes de anuales de la estación *Guamúchil*, México.

No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
1	0.0879	0.0785	0.0094
2	0.0192	0.0561	-0.0369
3	0.3970	0.3529	0.0441
4	0.8091	0.8232	-0.0141
5	0.2596	0.2318	0.0279
6	0.7404	0.7201	0.0203
7	0.0879	0.0881	-0.0002
8	0.2940	0.2155	0.0785
9	0.0879	0.1215	-0.0335
10	0.1566	0.1165	0.0400
11	0.2940	0.2812	0.0128
12	0.1223	0.1229	-0.0007
13	0.7060	0.7126	-0.0066
14	0.0536	0.0250	0.0285
15	0.8434	0.8391	0.0043
16	0.0192	0.0103	0.0090
17	0.3283	0.2514	0.0769

No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
18	0.6717	0.6919	-0.0202
19	0.2596	0.2485	0.0111
20	0.1566	0.1486	0.0080
21	0.7404	0.7410	-0.0007
22	0.0879	0.1043	-0.0163
23	0.2253	0.2156	0.0097
24	0.0879	0.1061	-0.0182
25	0.1909	0.1628	0.0282
26	0.4313	0.3619	0.0694
27	0.1909	0.1998	-0.0089
28	0.4313	0.3865	0.0448
29	0.3970	0.3623	0.0346
-	-	-	-

Por otra parte, la Ecuación (28) define a $D_n = 0.2522$ y como la diferencia máxima absoluta de la Tabla 5 es 0.0785, el test de Kolmogorov-Smirnov ratifica a la FC de Gumbel-Hougaard (G-H) adoptada. El coeficiente de correlación (r_{xy}) entre las probabilidades empíricas y las teóricas, estimadas con la FC de G-H, resultó de 0.9931; por lo tanto, el ajuste es excelente. El contraste gráfico entre ambas probabilidades, para ratificar la adopción de FC de G-H, se expone en la Figura 2 para los datos de la Tabla 5.

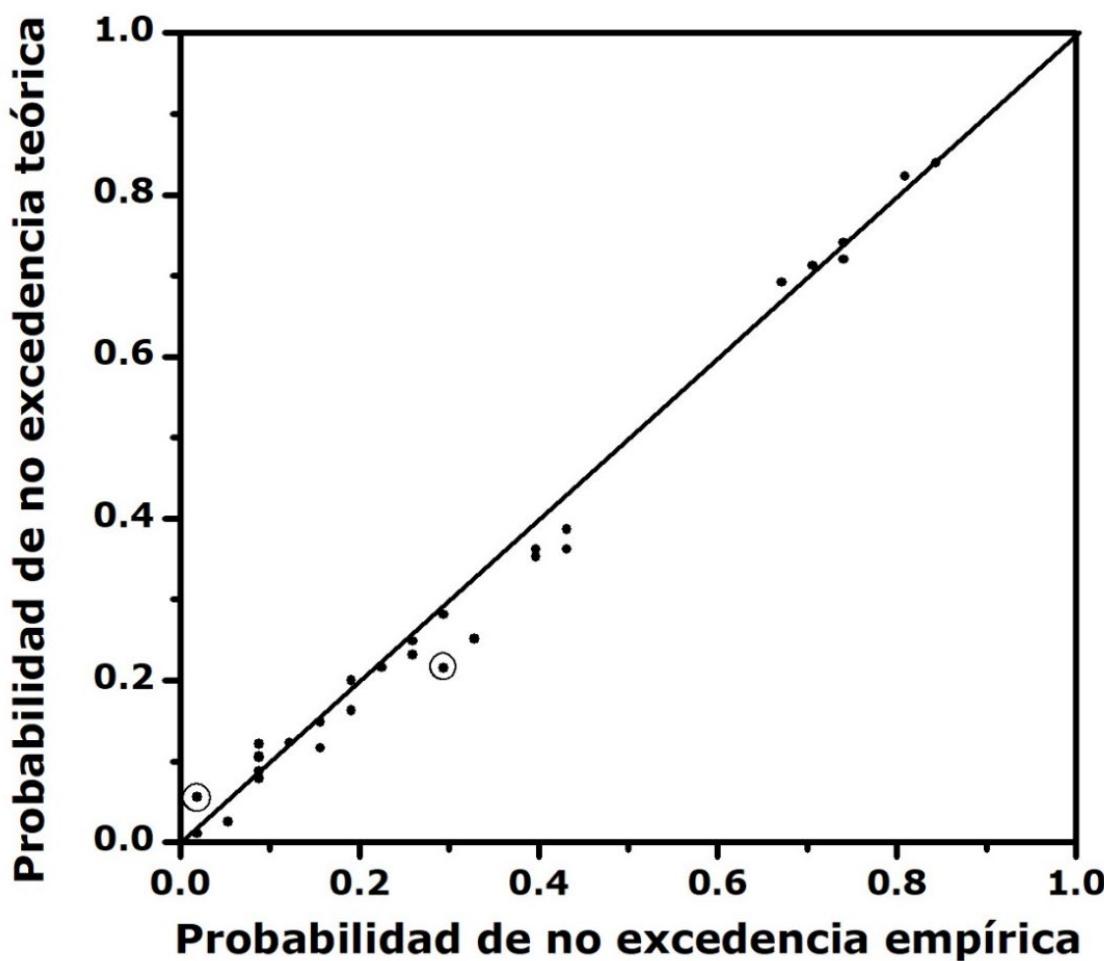


Figura 2. Contraste gráfico de probabilidades conjuntas de las fechas de ocurrencia y del gasto máximo de las crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México, con la *FC* de Gumbel-Hougaard.

Gráficas de los períodos de retorno conjuntos

Los períodos de retorno bivariados de tipo AND se calculan con la Ecuación (30). Para sus estimaciones con valores del T'_{XY} de 50, 100 y 500 años se

define una fecha (mes y día), y se calcula su probabilidad de no excedencia $F(x)$ con la Ecuación (7), y los valores de $\mu = 4.04104$ y $\kappa = 3.79233$. Ahora por *tanteos* se asigna un gasto máximo ($y = q_{max}$) y se estima su $F(y)$ con la Ecuación (36). Ambos resultados se llevan a la Ecuación (15), con $\theta = 1.3013$, para estimar la probabilidad de no excedencia conjunta y así obtener con la Ecuación (30) el T'_{XY} que debe coincidir con el valor buscado.

De manera arbitraria se seleccionan fechas de ocurrencia y gastos máximos para ir definiendo las curvas del T'_{XY} . En la Tabla 6 se muestran los valores adoptados para definir las tres gráficas de la Figura 3.

Tabla 6. Parejas de fechas de ocurrencia y gasto máximo anual utilizadas para definir las gráficas del periodo de retorno conjunto tipo AND con la FC de Gumbel-Hougaard en las crecientes de la estación *Guamúchil*, México.

$T'_{XY} = 50$ años			$T'_{XY} = 100$ años			$T'_{XY} = 500$ años		
Fecha	ND*	Qm m^3/s	Fecha	ND*	Qm m^3/s	Fecha	ND*	Qm m^3/s
Oct 29	121	117	Nov 8	131	255	Nov 28	151	0
Oct 27	119	569	Nov 6	129	717	Nov 27	150	607
Oct 25	117	814	Nov 5	128	880	Nov 26	149	1055
Oct 22	114	1097	Nov 3	126	1159	Nov 25	148	1452
Oct 20	112	1248	Oct 31	123	1496	Nov 24	147	1798
Oct 15	107	1530	Oct 28	120	1749	Nov 23	146	2095



$T'_{XY} = 50 \text{ años}$			$T'_{XY} = 100 \text{ años}$			$T'_{XY} = 500 \text{ años}$		
Fecha	ND*	Qm m^3/s	Fecha	ND*	Qm m^3/s	Fecha	ND*	Qm m^3/s
Oct 10	102	1719	Oct 25	117	1941	Nov 22	145	2347
Oct 5	97	1854	Oct 20	112	2171	Nov 21	144	2560
Oct 1	93	1937	Oct 15	107	2331	Nov 20	143	2743
Sep 25	87	2034	Oct 10	102	2450	Nov 18	141	3036
Sep 20	82	2098	Oct 5	97	2543	Nov 15	138	3357
Sep 15	77	2152	Sep 30	92	2617	Nov 10	133	3707
Sep 15	72	2197	Sep 25	87	2679	Nov 5	128	3937
Sep 5	67	2235	Sep 20	82	2731	Oct 31	123	4103
Ago 31	62	2268	Sep 15	77	2776	Oct 25	117	4252
Ago 25	56	2302	Sep 10	72	2815	Oct 20	112	4349
Ago 20	51	2326	Sep 5	67	2849	Oct 15	107	4429
Ago 15	46	2346	Ago 31	62	2879	Oct 10	102	4496
Ago 10	41	2363	Ago 25	56	2910	Oct 5	97	4554
Ago 5	36	2377	Ago 20	51	2932	Sep 30	92	4604
Jul 31	31	2389	Ago 15	46	2951	Sep 25	87	4648
Jul 25	25	2400	Ago 10	41	2967	Sep 20	82	4687
Jul 13	13	2415	Ago 5	36	2980	Sep 15	77	4722
Jul 1	1	2430	Jul 31	31	2992	Sep 10	72	4754



$T'_{XY} = 50 \text{ años}$			$T'_{XY} = 100 \text{ años}$			$T'_{XY} = 500 \text{ años}$		
Fecha	ND*	Qm m^3/s	Fecha	ND*	Qm m^3/s	Fecha	ND*	Qm m^3/s
			Jul 25	25	3002	Sep 5	67	4783
			Jul 20	20	3009	Ago 31	62	4808
			Jul 15	15	3015	Ago 20	51	4855
			Jul 10	10	3019	Ago 10	41	4886
			JUL 1	1	3031	Ago 5	36	4899
						Jul 31	31	4909
						Jul 25	25	4919
						Jul 20	20	4926
						Jul 1	1	4946

*ND = número de día a partir del 1º de julio.

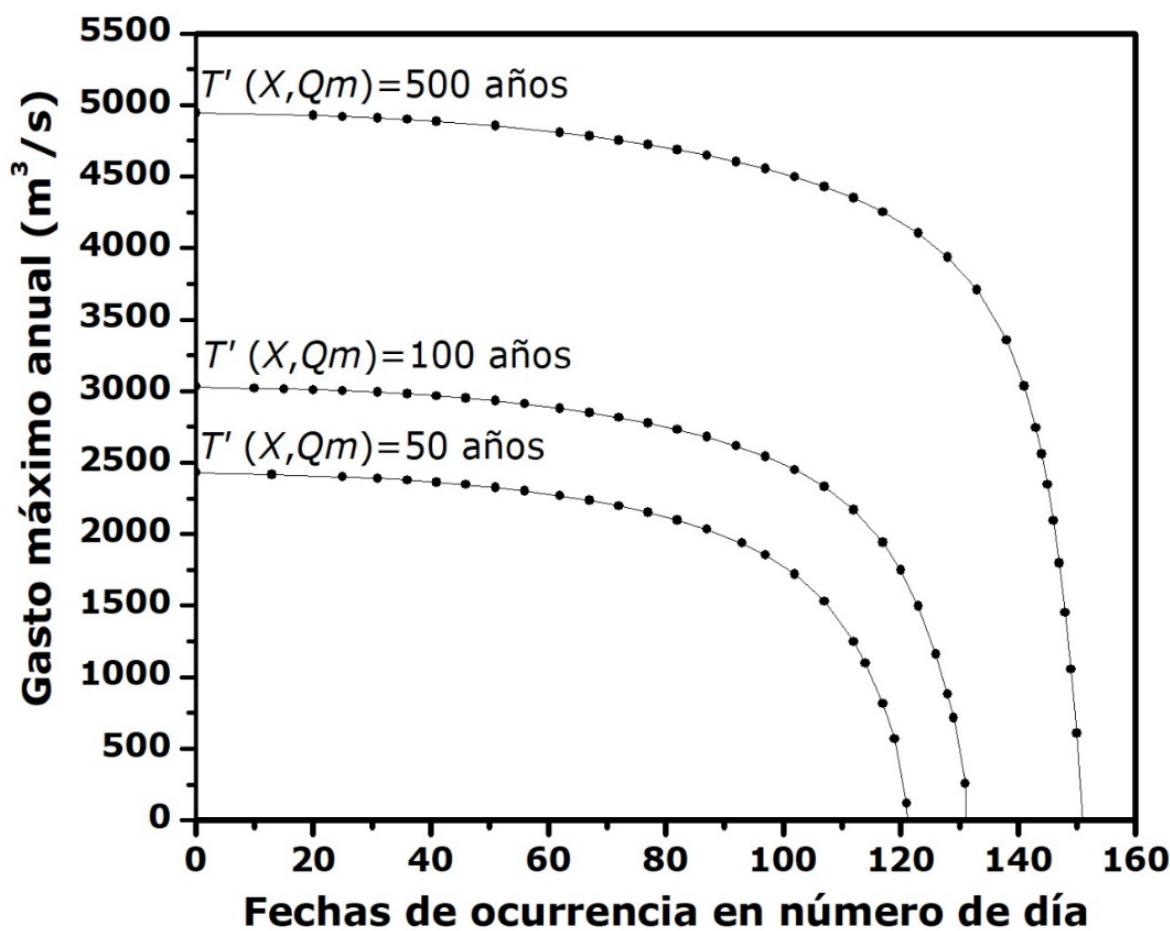


Figura 3. Gráficas de los tres períodos de retorno conjunto T'_{XY} de diseño obtenidas con la FC de Gumbel-Hougaard en las crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

Probabilidades de ocurrencia de eventos de diseño

En la Tabla 7, Tabla 8 y Tabla 9 se exponen las probabilidades *condicionales* de excedencia $P(X > x \mid Qm > qo)$, calculadas con la Ecuación (35), cuando qo tiene un periodo de retorno (Tr) de 50, 100 y

500 años, es decir, cuando la probabilidad marginal $v = F_Y(y)$ es igual a 0.98. 0.99 y 0.998, y el gasto Qm excede a 2 430, 3 031 y 4 946 m³/s, según la Tabla 3.

Tabla 7. Cálculos de la probabilidad condicional de las fechas de ocurrencia dado que el gasto máximo tiene un $Tr = 50$ años en las crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
PE propuesta (%)	99	95	90	80	70	60	50	40	30	20	10	5	1
Fecha obtenida	JUN 3	JUN 30	JUL 13	JUL 27	AGO 6	AGO 15	AGO 23	AGO 30	SEP 8	SEP 18	OCT 2	OCT 15	NOV 8
ai (radianes) = Xi	2.6510	3.1158	3.3396	3.5806	3.7527	3.9076	4.0453	4.1658	4.3208	4.4929	4.7339	4.9577	5.3708
PE real	0.9902	0.9509	0.8994	0.8025	0.7038	0.5977	0.4959	0.4068	0.3000	0.2002	0.1016	0.0488	0.0103
PNE de FC de GH	0.0097	0.0489	0.1002	0.1967	0.2949	0.4003	0.5014	0.5897	0.6954	0.7939	0.8902	0.9404	0.9739
PE condicional	0.9985	0.9916	0.9813	0.9592	0.9333	0.9012	0.8652	0.8280	0.7726	0.7016	0.5853	0.4591	0.2106

PE = probabilidad de excedencia, adimensional.

PNE = probabilidad de no excedencia, adimensional.

GH = FC de Gumbel-Hougaard.



Tabla 8. Cálculos de la probabilidad condicional de las fechas de ocurrencia dado que el gasto máximo tiene un $Tr = 100$ años en las crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
PE propuesta (%)	99	95	90	80	70	60	50	40	30	20	10	5	1
Fecha obtenida	JUN 3	JUN 30	JUL 13	JUL 27	AGO 6	AGO 15	AGO 23	AGO 30	SEP 8	SEP 18	OCT 2	OCT 15	NOV 8
a_i (radianes) = X_i	2.6510	3.1158	3.3396	3.5806	3.7527	3.9076	4.0453	4.1658	4.3208	4.4929	4.7339	4.9577	5.3708
PE real	0.9902	0.9509	0.8994	0.8025	0.7038	0.5977	0.4959	0.4068	0.3000	0.2002	0.1016	0.0488	0.0103
PNE de FC de GH	0.0098	0.0490	0.1005	0.1972	0.2957	0.4015	0.5030	0.5918	0.6982	0.7974	0.8951	0.9467	0.9828
PE condicional	0.9988	0.9932	0.9849	0.9671	0.9461	0.9202	0.8911	0.8609	0.8160	0.7582	0.6622	0.5543	0.3073

PE = probabilidad de excedencia, adimensional.

PNE = probabilidad de no excedencia, adimensional.

GH = FC de Gumbel-Hougaard.

Tabla 9. Cálculos de la probabilidad condicional de las fechas de ocurrencia dado que el gasto máximo tiene un $Tr = 500$ años en las crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
PE propuesta (%)	99	95	90	80	70	60	50	40	30	20	10	5	1
Fecha obtenida	JUN 3	JUN 30	JUL 13	JUL 27	AGO 6	AGO 15	AGO 23	AGO 30	SEP 8	SEP 18	OCT 2	OCT 15	NOV 8
a_i (radianes) = x	2.6510	3.1158	3.3396	3.5806	3.7527	3.9076	4.0453	4.1658	4.3208	4.4929	4.7339	4.9577	5.3708
PE real	0.9902	0.9509	0.8994	0.8025	0.7038	0.5977	0.4959	0.4068	0.3000	0.2002	0.1016	0.0488	0.0103
PNE de FC de GH	0.0098	0.0491	0.1006	0.1975	0.2961	0.4022	0.5030	0.5918	0.6982	0.7974	0.8951	0.9467	0.9828
PE condicional	0.9993	0.9958	0.9907	0.9798	0.9670	0.9510	0.8911	0.8609	0.8160	0.7582	0.6622	0.5543	0.3073

PE = probabilidad de excedencia, adimensional.

PNE = probabilidad de no excedencia, adimensional.

GH = FC de Gumbel-Hougaard.



Entonces, para el caso de $q_0 = 2\ 430 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabla 7), se tienen las siguientes probabilidades de eventos: (1) la *probabilidad de ocurrencia* de tales gastos después del 13 de julio es de 98.13 %; (2) la probabilidad de que tales gastos ocurran entre el 13 de julio y el 8 de noviembre será $98.13 - 21.06 = 77.07 \%$, y (3) durante el lapso de 8 al 18 de septiembre será $77.26 - 70.16\% = 7.10 \%$.

Entonces, para el caso de $q_0 = 3\ 031 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabla 8), se tienen las siguientes probabilidades eventos: (1) la probabilidad de ocurrencia de tales gastos después del 13 de julio es de 98.49 %; (2) la probabilidad de que tales gastos ocurran entre el 13 de julio y el 8 de noviembre será $98.49 - 30.73 = 67.76 \%$, y (3) durante el lapso de 8 al 18 de septiembre será de $81.60 - 75.82 = 5.78 \%$.

Por último, para el caso de $q_0 = 4\ 946 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabla 9), se tienen las siguientes probabilidades eventos: (1) la probabilidad de ocurrencia de tales gastos después del 13 de julio es de 99.07 %; (2) la probabilidad de que tales gastos ocurran entre el 13 de julio y el 8 de noviembre será $99.07 - 54.23 = 44.84 \%$, y (3) durante el lapso de 8 al 18 de septiembre será de $88.70 - 85.14 = 3.56 \%$.

La comparación entre los resultados de los tres límites establecidos para el gasto máximo (q_0) indica que la probabilidad de ocurrencia después del 13 de julio aumenta ligeramente conforme el q_0 crece, lo cual es lógico, dada la correlación positiva de $r_{xy} = 0.3563$ mostrada entre las fechas de ocurrencia y los gastos máximos. A lo anterior también influye el denominador de la Ecuación (35), el cual, conforme aumenta q_0 , se reduce de 0.02 a 0.002.

Por el contrario, las dos probabilidades de ocurrencia calculadas para los dos lapsos dentro de la estación húmeda decrecen conforme q_0 aumenta, lo cual se debe a la menor probabilidad de excedencia de cada gasto máximo, al tener el 2, 1 y 0.2 %.

Contraste con resultados de un trabajo anterior

Chen y Guo (2019) exponen en sus páginas 42 a 44 y Tabla 3.2, como caso de estudio de un análisis de frecuencias de crecientes bivariado de fechas de ocurrencia y gasto máximo, su aplicación en el embalse *Geheyen* de múltiples propósitos, con una cuenca de 17 000 km², que recibe una precipitación media anual de 1 500 milímetros, y cuya temporada de crecientes abarca cinco meses del 1º de mayo al 30 de septiembre (153 días). Guardando las debidas proporciones, los resultados de su Tabla 3.2 son coincidentes con los de la Tabla 8 debido a que ambas son para un gasto máximo de periodo de retorno 100 años.

Aplicación en cuencas con dos estaciones húmedas

En general, en las cuencas grandes solo las tormentas que originan los frentes fríos y los huracanes las abarcan en su totalidad con lluvias de baja intensidad y larga duración, que generan crecientes de gran magnitud por su gasto máximo, volumen y duración. En cambio, en tales cuencas, las tormentas convectivas son locales, de gran intensidad y dan origen a crecientes ordinarias.

En México, las grandes cuencas de la zona montañosa de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa) presentan dos fechas de ocurrencia de sus crecientes: en otoño e invierno (de noviembre a marzo), y en el verano (de junio a septiembre). En estos regímenes de crecientes existen dos modas y su caracterización probabilística de sus fechas de ocurrencia se realiza con una mezcla de distribuciones de von Mises (Carta *et al.*, 2008; Campos-Aranda, 2023b).

Chen *et al.* (2010), y Chen y Guo (2019) han expuesto análisis *estacionales* crecientes para definir épocas de ocurrencia en cuencas con dos o más estaciones húmedas.

Aplicación en cuencas grandes con una estación húmeda

En cuencas grandes con regímenes de crecientes de una sola temporada húmeda, el estudio bivariado de fechas de ocurrencia y gasto máximo en sus diversos colectores o ríos principales puede ayudar a entender la evolución o desarrollo que tienen sus crecientes, y entonces hacer pronósticos más confiables de fechas de llegada hacia aguas abajo.

Conclusiones

El análisis de frecuencias bivariado de fechas de ocurrencia (X) y gasto máximo (Qm) de las crecientes anuales resulta factible debido a las *funciones Cúpula*, las cuales permiten construir su distribución de probabilidades *conjunta* con base en unas marginales univariadas; la que caracteriza a las fechas de ocurrencia es la distribución de von Mises y la de los Qm es una FDP idónea.

En este estudio se utilizó una función Cúpula (FC) de un solo parámetro de ajuste (θ), que se estima con base en el cociente tau de Kendall, el cual se calcula con el registro conjunto de X y Qm . Tal enfoque primero estima a λ_U^{CFG} o dependencia observada en la cola derecha del registro conjunto disponible. Después se busca una FC que reproduzca tal valor de λ_U^{CFG} ; en este estudio, la de Gumbel-Hougaard. También se aplica una FC que no tiene dependencia significativa en su cola derecha, como es la de Frank, para poder comparar y juzgar la calidad del ajuste de la FC adoptada previamente.

La aplicación numérica descrita en los 32 datos anuales de fechas de ocurrencia y gasto máximo (m^3/s) de las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica *Guamúchil* de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, mostró en la Figura 2 una reproducción fidedigna de las probabilidades bivariadas empíricas y teóricas a través de la FC de Gumbel-Hougaard, con un coeficiente de correlación lineal de 0.9931.

Por otra parte, en la Figura 3, relativa a los *periodos de retorno conjuntos de diseño* de tipo AND, se pueden definir infinitas parejas de X y Q_m críticas por estar en la región curva de cada gráfica.

Finalmente, en la Tabla 7, Tabla 8 y Tabla 9 se expone el cálculo de las probabilidades *condicionales*, las cuales permiten estimar, para un lapso adoptado arbitrariamente, la probabilidad de excedencia de eventos de diseño con periodos de retorno de 50, 100 y 500 años.

Referencias

- Aldama, A. A. (2000). Hidrología de avenidas. Conferencia Enzo Levi 1998. *Ingeniería Hidráulica en México*, 15(3), 5-46.
- Aldama, A. A., Ramírez, A. I., Aparicio, J., Mejía-Zermeño, R., & Ortega-Gil, G. E. (2006). *Seguridad hidrológica de las presas en México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Bobée, B. (1975). The Log-Pearson type 3 distribution and its application to Hydrology. *Water Resources Research*, 11(5), 681-689. DOI: 10.1029/WR011i005p00681
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). Chapter 1: Data requirements for hydrologic frequency analysis. In: *The Gamma Family and derived distributions applied in Hydrology* (pp. 1-12). Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Burn, D. H. (1997). Catchment similarity for regional flood frequency analysis using seasonality measures. *Journal of Hydrology*, 202(1-4), 212-230. DOI: 10.1016/S0022-1694(97)00068-1

Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 7. Integración Numérica y Capítulo 9. Optimización numérica. En: *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en hidrología superficial* (pp. 137-153, 172-211). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.

Campos-Aranda, D. F. (2017). Definición de tres épocas de crecientes utilizando estadísticos direccionales. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 155-165.

Campos-Aranda, D. F. (2023a). Análisis de Frecuencias comparativo con momentos L entre la distribución Kappa y seis de aplicación generalizada. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(1), 200-250. DOI: 10.24850/j-tyca-14-01-05

Campos-Aranda, D. F. (2023b). Caracterización probabilística de las fechas de ocurrencia de las crecientes anuales mediante la distribución de von Mises. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(2), 204-260. DOI: 10.24850/j-tyca-14-02-06

Carta, J. A., Bueno, C., & Ramírez, P. (2008). Statistical modelling of directional wind speeds using mixtures of von Mises distributions: Case study. *Energy Conversion and Management*, 49(5), 897-907. DOI: 10.1016/j.enconman.2007.10.017

Cunderlik, J. M., Ouarda, T. B. M. J., & Bobée, B. (2004). Determination of flood seasonality from hydrological records. *Hydrological Sciences Journal*, 49(3), 511-526. DOI: 10.1623/hysj.49.3.511.54351

Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? - Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247-1250. DOI: 10.5194/gmd-7-1247-2014

Chen, L., Guo, S., Yan, B., Liu, P., & Fang, B. (2010). A new seasonal design flood method based on bivariate joint distribution of flood magnitude and date of occurrence. *Hydrological Sciences Journal*, 55(8), 1264-1280. DOI: 10.1080/02626667.2010.520564

Chen, L., Singh, V. P., Guo, S., Fang, B., & Liu, P. (2013). A new method for identification of flood seasons using directional statistics. *Hydrological Sciences Journal*, 58(1), 28-40. DOI: 10.1080/02626667.2012.743661

Chen, L., & Guo, S. (2019). Chapter 3. Copula-based Flood Frequency Analysis and Chapter 4. Copula-based Seasonal Design Flood Estimation. In: *Copulas and its application in Hydrology and Water Resources*. (pp. 39-71, 73-96). Gateway East, Singapore: Springer.

Chowdhary, H., & Singh, V. P. (2019). Chapter 11. Multivariate frequency distributions in hydrology. In: Teegavarapu, R. S. V., Salas, J. D., & Stedinger, J. R. (eds.). *Statistical analysis of hydrologic variables* (pp. 407-489). Reston, USA: American Society of Civil Engineers.

Davis, P. J., & Polonsky, I. (1972). Chapter 25. Numerical interpolation, differentiation and integration. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (pp. 875-926) (9th print). New York, USA: Dover Publications.

Dupuis, D. J. (2007). Using copulas in hydrology: Benefits, cautions, and issues. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 381-393. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(381)

Durrans, S. R., Eiffe, M. A., Thomas Jr., W. O., & Goranflo, H. M. (2003). Joint seasonal/annual flood frequency analysis. *Journal of Hydrologic Engineering*, 8(4), 181-189. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2003)8:4(181)

Escalante-Sandoval, C. A., & Reyes-Chávez, L. (2002). Capítulo 9. Análisis conjunto de eventos hidrológicos. En: *Técnicas estadísticas en hidrología* (pp. 203-246). Ciudad de México, México: Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Frahm, G., Junker, M., & Schmidt, R. (2005). Estimating the tail-dependence coefficient: Properties and pitfalls. *Insurance: Mathematics and Economics*, 37(1), 80-100. DOI: 10.1016/j.insmatheco.2005.05.008

Genest, C., & Favre, A. C. (2007). Everything you always wanted to know about Copula modeling but were afraid to ask. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 347-368. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(347)

Genest, C., & Chebana, F. (2017). Copula modeling in hydrologic frequency analysis (pp. 30.1-30.10) (2nd ed.). In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology*. New York, USA: McGraw-Hill Education.

Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix. *L-moments for some specific distributions*. In: *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments*. (pp. 191-209). Cambridge, England: Cambridge University Press.

Khedun, C. P., Singh, V. P., & Byrd, A. R. (2019). Joint probability of extreme streamflow and its day of occurrence. *Journal of Hydrologic Engineering*, 24(8), 06019005:1-8. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001813

Kite, G. W. (1977). Chapter 12. Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.

Kuester, J. L., & Mize, J. H. (1973). Chapter 9. Multivariable unconstrained methods. III. ROSEN B algorithm. In: *Optimization techniques with Fortran* (pp. 320-330). New York, USA: McGraw-Hill Book Co.

Metcalfe, A. V. (1997). Theme 2.4.4. Vector variables and von Mises distribution. In: *Statistics in Civil Engineering* (pp. 31-32). London, England: Arnold Publishers.

Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 3. Selecting and checking data series and Theme 9.2. Multivariate Frequency Analysis using Copulas. In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 29-70, 164-176). Boca Raton, USA: CRC Press.

Nieves, A., & Domínguez, F. C. (1998). Sección 6.2. Cuadratura de Gauss. En: *Métodos numéricos. Aplicados a la ingeniería* (pp. 416-425). México, DF, México: Compañía Editorial Continental.

- Olver, F. W. J. (1972). Chapter 9. Bessel Functions of Integer Order. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of Mathematical Functions* (pp. 355-436) (9th print.). New York, USA: Dover Publications.
- Poulin, A., Huard, D., Favre, A. C., & Pugin, S. (2007). Importance of tail dependence in bivariate frequency analysis. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 394-403. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(394)
- Ramírez-Orozco, A. I., Gutiérrez-López, A., & Ruiz-Silva, H. L. (2009). Análisis de la ocurrencia en el tiempo de los gastos máximos en México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 24(1), 115-124.
- Ramírez-Orozco, A. I. & Aldama, A. A. (2000). Capítulo 1. Teoría estadística y análisis de frecuencias conjunto. En: *Análisis de frecuencias conjunto para estimación de avenidas de diseño* (pp. 25-58). Avances en Hidráulica No. 7. México, DF, México: Asociación Mexicana de Hidráulica e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Chapter 1. Introduction. In: *Flood frequency analysis* (pp. 1-21). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Requena, A. I., Mediero, L., & Garrote, L. (2013). A bivariate return period based on copulas for hydrologic dam design: Accounting for reservoir routing in risk estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(8), 3023-3038. DOI: 10.5194/hess-17-3023-2013
- Rosenbrock, H. H. (1960). An automatic method of finding the greatest or least value of a function. *Computer Journal*, 3(3), 175-184.

- Salvadori, G., De Michele, C., Kottekoda, N. T., & Rosso, R. (2007). Chapter 3. Bivariate analysis via Copulas; Appendix B. Dependence and Appendix C. Families of Copulas. In: *Extremes in nature. An approach using Copulas* (pp. 131-175, 219-232, 233-269). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Shiau, J. T., Wang, H. Y., & Tsai, C. T. (2006). Bivariate frequency analysis of floods using Copulas. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(6), 1549-1564.
- Stegun, I. A. (1972). Chapter 27. Miscellaneous functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of Mathematical Functions* (pp. 997-1010) (9th print.). New York, USA: Dover Publications.
- Vogel, R. M., & Castellarin, A. (2017). Risk, reliability, and return periods and hydrologic design. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 78.1-78.10) (2nd ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Volpi, E., & Fiori, A. (2012). Design event selection in bivariate hydrological frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 57(8), 1506-1515. DOI: 10.1080/02626667.2012.726357
- WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow frequency* (revised edition). Bulletin #17A of the Hydrology Committee. Washington, DC, USA: Water Resources Council.

Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30(1), 79-82. DOI: 10.3354/cr030079

Yue, S. (2000a). Joint probability distribution of annual maximum storm peaks and amounts as represented by daily rainfalls. *Hydrological Sciences Journal*, 45(2), 315-326. DOI: 10.1080/02626660009492327

Yue, S. (2000b). The Gumbel mixed model applied to storm frequency analysis. *Water Resources Management*, 14(5), 377-389.

Yue, S., & Rasmussen, P. (2002). Bivariate frequency analysis: Discussion of some useful concepts in hydrological application. *Hydrological Processes*, 16(14), 2881-2898. DOI:10.1002/hyp.1185

Zhang, L. & Singh, V. P. (2006). Bivariate flood frequency analysis using the Copula method. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(2), 150-164. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:2(150)

Zhang, L. & Singh, V. P. (2019). Chapter 3. Copulas and their properties. In: *Copulas and their applications in water resources engineering* (pp. 62-122). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-04

Artículos

Determinación de la evapotranspiración con datos satelitales y de reanálisis utilizando *Google Earth Engine*

Evapotranspiration determination with satellite and reanalysis data using Google Earth Engine

María Florencia Degano¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8365-6085>

Raúl Eduardo Rivas², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3027-5529>

Martín Ignacio Bayala³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8617-8357>

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Hidrología de Llanuras, Tandil, Buenos Aires, Argentina, mfdegano@ihlla.org.ar

²Comisión de Investigaciones Científicas, Instituto de Hidrología de Llanuras, Tandil, Buenos Aires, Argentina, rrivas@rec.unicen.edu.ar

³Comisión de Investigaciones Científicas, Instituto de Hidrología de Llanuras, Tandil, Buenos Aires, Argentina, martinbayala@gmail.com

Autora para correspondencia: María Florencia Degano,
mfdegano@ihlla.org.ar



Resumen

Los flujos verticales, dentro del ciclo hidrológico, son una de las variables de mayor relevancia en zona de llanura, dado que las pendientes varían entre 0 y 5%, y los flujos horizontales no son significativos. En este sentido, la evapotranspiración juega un rol fundamental en el manejo hídrico, ya que alrededor del 85% del agua que sale del sistema lo hace mediante este proceso, requiriendo una cuantificación precisa. El objetivo principal de este trabajo es calcular la evapotranspiración potencial y real (ET_p y ET_r) con datos de satélite y reanálisis mediante el uso de la plataforma *Google Earth Engine*. Para su cálculo se tomó la ecuación de Priestley-Taylor (PT) combinado con información de humedad de suelo, con una resolución espacio-temporal de 250 x 250 m cada ocho días, en la región pampeana argentina (RPA). El producto se valoró en siete estaciones de la RPA, cuyos resultados mostraron, para la ET_p, un R-RMSE (*error cuadrático medio robusto*) de 0.5 mm d⁻¹; un error sistemático (mediana) de 0.3 mm d⁻¹, y el error aleatorio (RSD-*desviación estándar robusta*) de 0.5 mm d⁻¹; mientras que para la ET_r, estos valores son de 0.6, -0.2 y 0.5 mm d⁻¹, respectivamente. Los resultados globales muestran que el método utilizado es una herramienta válida para caracterizar la ET en la RPA y que se puede usar para analizar su variabilidad espacio-temporal en diferentes condiciones extremas y realizar estudios ambientales aplicados.

Palabras clave: MODIS, NOAA, SMAP, Priestley-Taylor, región pampeana argentina.



Abstract

Vertical flows, within the hydrological cycle, are one of the most relevant variables in the plains, since slopes vary between 0 and 5%, and horizontal flows are not significant. In this sense, evapotranspiration plays a fundamental role in water management since about 85% of the water leaving the system does so through this process, requiring precise quantification. The main objective is to calculate potential and actual evapotranspiration (ET_p and ET_a) with satellite and reanalysis data using Google Earth Engine platform. For its calculation, the Priestley-Taylor (PT) equation combined with soil moisture information was used, with a spatio-temporal resolution of 250 x 250 m every eight days, in the Argentine Pampas region (APR). The product was valued in seven stations of the APR, whose results showed, for ET_p, an R-RMSE (Robust Root Mean Square Error) of 0.5 mm d⁻¹, a systematic error (Median) of 0.3 mm d⁻¹, and the random error (RSD- Robust Standard Deviation) of 0.5 mm d⁻¹; while, for ET_a, these values are 0.6, -0.2 and 0.5 mm d⁻¹, respectively. The overall results show that the method used is a valid tool to characterize ET in the APR and that it can be used to analyze its spatio-temporal variability under different extreme conditions and to carry out applied environmental studies.

Keywords: MODIS, NOAA, SMAP, Priestley-Taylor, Argentina Pampas region.

Recibido: 22/08/2022

Aceptado: 22/01/2023

Publicado Online: 25/01/2023



Introducción

Los flujos verticales dentro del ciclo hidrológico tienen un rol fundamental, en particular la evapotranspiración (ET), ya que en zonas de llanuras se pierde alrededor del 85% del agua del sistema mediante este proceso (Weinzettel & Usunoff, 2001).

En este sentido, y dado que dentro de los objetivos de la agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas se destaca la importancia de la disponibilidad y gestión sostenible del agua y saneamiento, así como promover la agricultura sostenible y tomar medidas urgentes en torno a combatir el cambio climático y sus impactos, el análisis y estudio del ciclo hidrológico, y en particular de los flujos verticales, en los cuales la atmósfera interactúa con el agua superficial, las superficies con vegetación y los suelos desnudos, es de vital importancia para el cuidado y gestión de los recursos tanto a nivel local como global (McMahon, Peel, Lowe, Srikanthan, & McVicar, 2013; Liu, Yao, & Wang, 2019; Peng *et al.*, 2019; Tasumi, 2019; Xiang, Li, Horton, & Feng, 2020; Degano, 2021a).

Con respecto a la evapotranspiración (ET), cuantificarla espacial y temporalmente tiene importancia en la gestión de los recursos hídricos; en la determinación de la huella hídrica (Liu & Yang, 2010; Olivera-Rodríguez *et al.*, 2020), y en la mejora de la productividad del agua y la seguridad alimentaria (Garg *et al.*, 2012; Liu, Zehnder, & Yang, 2009).

Según la escala de trabajo que se requiera, la ET se puede estimar con diversos métodos: (1) a escala puntual: porómetros, medidores de



flujo de savia en la planta y lisímetros de pesada (medida directa) (Allen, Pereira, Howell, & Jensen, 2011; Silicani, 2015; Faramiñán, Carmona, Rivas, Degano, & Olivera-Rodríguez, 2021a; Pendiuk, 2022); (2) a escala de parcela: balances de agua, relación de Bowen, sistemas *Eddy Covariance* y centímetros, entre otros; (3) a escala regional: datos de satélite (Rivas & Carmona, 2010; Ocampo & Rivas, 2013; Degano, 2021a; Degano *et al.*, 2021b; Degano, Rivas, Carmona, Niclòs, & Sánchez, 2021c).

Estos métodos presentan errores asociados que pueden estar relacionados con el sensor (sesgo de calibración, funcionamiento, operación o ubicación incorrecta); con la interpretación o el procesamiento erróneo de los datos; con las características de la vegetación; con la medición, que incluye componentes aleatorios asociados con la resolución de las lecturas del sensor, el ruido electrónico, el ruido inducido mecánicamente, las respuestas térmicas de los sensores, la gestión de la vegetación y el agua del suelo, así como con otros errores aleatorios específicos para el tipo de sistema de medición (Allen *et al.*, 2011; Gao *et al.*, 2020).

Es importante destacar también los errores relacionados con los diferentes métodos de cálculo de ET (Allen *et al.*, 2011), en particular el balance de agua en el suelo, con un error típico de 10 a 30%; el balance de energía con teledetección, cuyo error oscila entre 10 y 20%; los gravímetros superconductores, que disminuyen el error del método a valores de 3 a 4% (Pendiuk, 2022).

En general, la medición directa de la ET ofrece grandes dificultades tanto a escala regional como global, dado que los factores que intervienen

en este proceso son diversos, y variables en el tiempo y en el espacio; es donde adquieren mayor relevancia los datos de satélite, que facilitan la determinación de la variación espacial y temporal de los diferentes términos de la ecuación de balance de energía (Brutsaert, 1984) a escalas espaciales que pueden ir desde parcelas hasta escala de cuenca, así como la obtención de datos a nivel global, al facilitar el estudio y análisis de la variabilidad climática.

Dentro de las plataformas de mayor envergadura e importancia en cuanto a las variables biofísicas se encuentran distintos satélites que portan sensores a diferentes resoluciones espectrales, espaciales y temporales (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las distintas misiones de satélite.

Misión/sensor	Años activo	Procedencia	Resolución espacial (m)	Resolución temporal (días)
Landsat 1-9 (Tatem, Goetz, & Hay, 2008)	1972-Actualidad	NASA ¹ /USGS ²	30-60-100	16
CERES ³ (Smith <i>et al.</i> , 2011)	1997-Actualidad	NASA/JAXA ⁴	1º	1
MODIS ⁵ (Terra y Aqua) (Justice <i>et al.</i> , 1998)	1999-Actualidad	NASA	250-500-1 000	1
Copernicus Sentinel 1-6	2014-Actualidad	ESA ⁶	10-20-60	10
SMOS ⁷ (Barré, Duesmann & Kerr, 2008)	2009-Actualidad	ESA	50 000	3
SMAP ⁸ (Entekhabi <i>et al.</i> , 2010)	2015-Actualidad	NASA	36000	2-3
SAOCOM ⁹ 1 A y B (Giraldez, 2004)	2018-Actualidad	CONAE ¹⁰ /ASI ¹¹	10-100	16

¹National Aeronautics and Space Administration.

²United States Geological Survey.

³Clouds and the Earth's Radiant Energy System.

⁴Japan Aerospace Exploration Agency.

⁵Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer.

⁶European Space Agency.

⁷Soil Moisture and Ocean Salinity.

⁸Soil Moisture Active Passive.

⁹Satélite Argentino de Observación Con Microondas.

¹⁰Comisión Nacional de Actividades Espaciales.

¹¹Agencia Espacial Italiana.



Como complemento a la información que brindan las misiones satelitales, es importante destacar los conjuntos de datos de reanálisis (Tabla 2). Se trata de bases de datos que permiten desarrollar un registro completo de la variabilidad climática en el tiempo. Tienen en cuenta las observaciones y un modelo numérico que simula uno o más aspectos del sistema terrestre, y se combinan objetivamente para generar una estimación sintetizada del estado del sistema. Por lo general se extienden a lo largo de varias décadas y cubren todo el globo (Wielicki *et al.*, 1996; Rienerer *et al.*, 2011; Poli *et al.*, 2016).

Tabla 2. Características de los productos de reanálisis.

Base de datos de reanálisis	Periodo	Procedencia	Resolución espacial	Resolución temporal
ERA5 (Muñoz-Sabater, 2019)	1950-Actualidad	ECMWF ¹	3 000 m	3 horas
JRA-55 ² (Kobayashi & National Center for Atmospheric Research Staff, 2015)	1958-Actualidad	JMA ³	1.25°	6 horas
NOAA ⁴ -CFSV2 ⁵ (Saha <i>et al.</i> , 2011)	1979-Actualidad	NCEP ⁶ /CFS	22 264 m	6 horas
MERRA 2-GMAO ⁷ (Gelaro <i>et al.</i> , 2017)	1980-Actualidad	NASA	50 km	Diario

¹European Centre for Medium-Range Weather Forecasts.

²Japanese 55-year Reanalysis.

³Japan Meteorological Agency.

⁴National Oceanic and Atmospheric Administration.

⁵Climate Forecast System versión 2.

⁶National Centers for Environmental Prediction.

⁷Modern Era Retrospective-analysis of Research and Applications of Global Modelling and Assimilation Office.

Las ventajas que presentan las plataformas satelitales y las bases de datos de reanálisis dieron lugar a un gran número de aplicaciones que permiten obtener variables de superficie a partir de datos registrados en diferentes sectores del espectro electromagnético. En relación con esto, es de gran utilidad la plataforma *Google Earth Engine* (GEE), que combina diferentes catálogos de imágenes satelitales y conjuntos de datos geoespaciales en un mismo sitio, y opera íntegramente en la nube.

La plataforma GEE de uso gratuito proporciona acceso a (1) imágenes de teledetección disponibles públicamente y productos procesados para su uso directo con una aplicación web de exploración; (2) procesamiento paralelo de alta velocidad y algoritmos de aprendizaje automático que utilizan la infraestructura informática de Google, y (3) una biblioteca de interfaces de programación de aplicaciones (API) con entornos de desarrollo que admiten lenguajes como JavaScript y Python. Juntas, estas características principales permiten a los usuarios descubrir, analizar y visualizar grandes datos geoespaciales sin necesidad de acceso a supercomputadoras o experiencia en codificación especializada. El desarrollo de GEE ha generado entusiasmo y compromiso en los campos de la ciencia de datos geoespaciales y la teledetección. Sin embargo, después de una década desde que se lanzó GEE, su impacto en la ciencia geoespacial y la teledetección no se ha explorado a profundidad (Mutanga & Kumar, 2019; Tamiminia *et al.*, 2020).

En este sentido, el objetivo general del presente trabajo es estimar la evapotranspiración potencial (ET_p) y real (ET_r) aplicando la ecuación de Priestley-Taylor combinada con datos de humedad de suelo (H_s),

utilizando la plataforma GEE, con una resolución espacial de 250 x 250 m y temporal de ocho días. Para este fin se incorporan datos de entrada a la ecuación de ET de NOAA/CFSV2, MODIS y SMAP, que serán evaluados con la base de datos NASA Power y con datos de campo. Además, se valorará el producto de ET_p y ET_r con datos de ET medidos *in situ*. Por último, se busca analizar el comportamiento de la ET a escala espacial por medio de mapas regionales.

Metodología

Desarrollo del modelo. Ecuación de Priestley-Taylor

Haciendo uso de la plataforma en línea GEE se determinó la ET_p y la ET_r con una resolución espacial de 250 x 250 m y temporal de ocho días, este rango temporal definido es capaz de representar el desarrollo vegetativo de las plantas/cultivos. Para el cálculo de ET_p (en este caso es sinónimo de ET₀, porque se trabaja sobre parcelas experimentales de pasto corto), se utilizó como base la ecuación de PT (Ecuación (1)) (Priestley & Taylor, 1972) para obtener un modelo robusto, sencillo y de fácil aplicación. La consistencia del método está demostrada por diferentes autores (Stannard, 1993; Fisher, Tu, & Baldocchi, 2008; Rivas & Carmona, 2010; Miralles *et al.*, 2011; Marshall, Tu, & Andreo, 2020; Chandrasekar *et al.*, 2022; entre otros), que utilizan la ecuación de PT para determinar ET:

$$ETp_{PT} = \alpha \left(\frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \right) (Rn - G) \quad (1)$$



siendo:

α = equivalente a 1.26

Δ = pendiente de la curva de saturación de vapor (Ecuación (2)) ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$)

γ = constante psicrométrica (Ecuación 4)

R_n = radiación neta (Ecuación 6)

G = flujo de calor en el suelo (este parámetro se desprecia en proporción al valor de R_n (Rivas y Ocampo, 2009)).

$$\Delta = \frac{4098 e_s}{(Ta + 237.3)^2} \quad (2)$$

donde:

e_s = equivale al promedio de la presión de saturación de vapor del aire (kPa)

T_a = temperatura del aire ($^\circ\text{C}$)

$$e_s = 0.6108 \exp\left(\frac{17.27 T_a}{Ta + 237.3}\right) \quad (3)$$

siendo:

$\exp = 2.7183$ (base de \ln) elevado a una potencia



$$\gamma = \frac{C_p P_{atm}}{\xi \lambda} \quad (4)$$

donde:

C_p = calor específico del aire y equivale a 1.013×10^{-3} ($\text{MJ kg}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$)

P_{atm} = presión atmosférica (kPa)

ξ = cociente del peso molecular del vapor de agua/aire seco = 0.622

λ = equivale al calor latente de vaporización (MJ kg^{-1}) (Ecuación (5))

$$\lambda = 2.501 - (0.002631 T_a) \quad (5)$$

$$Rn = (1 - alb)Rs^\downarrow + (\varepsilon Rl^\downarrow - \varepsilon\sigma Ts^4) \quad (6)$$

donde:

alb = albedo (adimensional)

Rs^\downarrow = radiación de onda corta entrante (W m^{-2})

ε = emisividad de la superficie (adimensional) (Ecuación (7); Van der Griend & Owe, 1993)

Rl^\downarrow = radiación de onda larga entrante (W m^{-2})

σ = constante de Stefan-Boltzmann 5.67×10^{-8} ($\text{W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$)

T_s = temperatura superficial (K)

$(\varepsilon\sigma Ts^4)$ = equivale a la Rl^\uparrow (radiación de onda larga saliente de la superficie)



$$\varepsilon = 1.0094 + 0.047 \times \ln \text{NDVI} \quad (7)$$

donde:

NDVI = índice de vegetación de diferencia normalizada (adimensional)

Por otro lado, teniendo en cuenta el método de PT, la ETr corresponde a la relación entre la ETp estimada con PT y la fracción evaporativa (FE) (Ecuación (8); Davies & Allen, 1973):

$$ETr = FE \text{ } ETp_{PT} \quad (8)$$

donde:

FE (Ecuación (9)) = modificador de las condiciones de humedad, relacionando la demanda máxima de agua de la atmósfera con la disponibilidad de agua real del sistema suelo-planta (Rivas & Ocampo, 2009)

$$FE = \frac{Hs_i - Hs_{min}}{Hs_{max} - Hs_{min}} \quad (9)$$

donde:

Hs = humedad de suelo

Hsi = Hs instantánea



Hs_{min} = Hs mínima o punto de marchitez

Hs_{max} = Hs máxima o capacidad de campo

La estimación de este parámetro permite conocer el agua disponible en el suelo, que da lugar al proceso de ETr. Varía en particular con las características del suelo, su textura y estructura, así como por el tipo de suelo.

Datos de satélite

Dado que en la plataforma GEE se encuentra una gran cantidad de catálogos de datos de satélite, al igual que reanálisis de manera gratuita y disponible para las unidades académicas, se calcularon la ET_p y ETr utilizando las bases de datos disponibles en esta plataforma (Tabla 3), según las ecuaciones descritas en el apartado anterior.

Tabla 3. Catálogos de GEE utilizados como datos de entrada para la ecuación de PT.

Variable	Catálogo	Resolución temporal	Resolución espacial (m)	Unidad	Periodo
Ta: temperatura del aire	NOAA/CFSV2/FOR6H	6 horas	22 264	K	1979-01-01 Actualidad
Patm: presión atmosférica	NOAA/CFSV2/FOR6H	6 horas	22 264	Pa	1979-01-01 Actualidad
Rs [↓] : radiación de onda corta entrante	NOAA/CFSV2/FOR6H	6 horas	22 264	Wm ⁻²	1979-01-01 Actualidad
RI [↓] : radiación de onda larga entrante	NOAA/CFSV2/FOR6H	6 horas	22 264	Wm ⁻²	1979-01-01 Actualidad
Ts: temperatura de superficie	MODIS/061/MOD11A2	8 días	1 000	K	2000-02-18 Actualidad
NDVI	MODIS/061/MOD09Q1	8 días	250	Adim.	2000-02-18 Actualidad
Albedo	MODIS/006/MCD43A3	Diario	500	Adim.	2000-02-24 Actualidad
Humedad de suelo	NASA_USDA/HSL/ SMAP10KM_ soil_moisture	3 días	10 000	mm	2015-04-02 Actualidad

El catálogo NOAA/CFSV2/FOR6H disponible en GEE proviene del *National Centers for Environmental Prediction (NCEP) Climate Forecast System* (CFS), que es un modelo que representa la interacción entre la atmósfera, los océanos, la tierra y el hielo marino. CFS fue desarrollado

en el *Environmental Modeling Center* (EMC) en NCEP, donde se creó el *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR), que desarrollaron el conjunto de datos CFSv2 (Kalnay *et al.*, 1996; Saha *et al.*, 2011). Presentan datos de variables hidrometeorológicas promedio cada seis horas (0000, 0600, 1200 y 1800 UTC). En particular, la variable Ta que se encuentra en este catálogo es la temperatura a una altura de 2 m. Respecto de la Patm, la Rs[↓] y la RI[↓], se obtienen valores promedio en seis horas.

La variable Ts se extrajo a partir del catálogo MODIS/061/MOD11A2. El producto MOD11A2 versión 6 proporciona una temperatura de la superficie terrestre promedio de ocho días en una cuadrícula de 1 200 x 1 200 kilómetros. Cada valor de píxel en MOD11A2 es un promedio simple de todos los píxeles Ts MOD11A1 correspondientes recopilados dentro de ese periodo de ocho días (Wan, 2019). Es importante indicar que con este producto se obtiene el valor de la Ts diurna y nocturna; para la aplicación de este producto se realizó un promedio de la Ts para obtener un valor diario.

Los valores de NDVI se obtienen haciendo el cálculo según la Ecuación (10), empleando como entrada el catálogo de datos MODIS/061/MOD09Q1, que proporciona datos de reflectancia espectral de la superficie de las bandas 1 y 2, con una resolución de 250 x 250 m, corregida para condiciones atmosféricas (gases, aerosoles y dispersión de Rayleigh). Junto con las dos bandas de reflectancia, también se incluye una capa de calidad. Para cada píxel se selecciona un valor de todas las adquisiciones dentro del compuesto de ocho días en función de la alta cobertura de observación, el ángulo de visión bajo, la ausencia de nubes

o sombra de nubes, y la carga de aerosoles (Vermote, Roger, & Ray, 2015).

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)} \quad (10)$$

siendo:

NIR = banda de reflectividad del infrarrojo cercano (sur_refl_b02 en GEE)

Red = banda perteneciente reflectividad en el rojo (sur_refl_b01 en GEE).

El conjunto de datos del modelo MCD43A3 versión 6 de albedo es un producto diario de 16 días. Proporciona reflectancia hemisférica direccional (albedo de cielo negro) y reflectancia bihemisférica (albedo de cielo blanco) para cada una de las bandas de reflectancia de superficie MODIS (1 a 7), así como para las bandas del visible, infrarrojo cercano y onda corta. Cada imagen diaria de 500 x 500 m se genera utilizando 16 días de datos, centrados en el día de interés. También se proporciona una banda de calidad para cada una de las 10 bandas de albedo (Strahler et al., 1999).

Los datos de Hs global SMAP mejorado de NASA-USDA proporcionan información sobre la Hs en todo el mundo, con una resolución espacial de 10 km. Este conjunto de datos incluye Hs superficial y subterráneo (mm), perfil de Hs (%), y anomalías de Hs superficial y subterráneo (-).

El conjunto de datos se genera mediante la integración de observaciones de Hs de nivel 3 de SMAP, las anomalías de Hs se calcularon a partir de la climatología del día de interés. La climatología se



estimó con base en el registro completo de datos de la observación satelital SMAP y el enfoque de ventana móvil centrada en 31 días. La asimilación de las observaciones de Hs SMAP ayuda a mejorar las predicciones basadas en modelos, en particular en zonas que carecen de datos de precipitación de buena calidad (O'Neill, Chan, Njoku, Jackson, & Bindlish, 2016). Este conjunto de datos fue desarrollado por el *Hydrological Science Laboratory at NASA's Goddard Space Flight Center* en cooperación con *USDA Foreign Agricultural Services* y *USDA Hydrology and Remote Sensing Lab*.

Procesamiento y valoración de los datos de satélite

La secuencia de procesamiento aplicada en lenguaje *JavaScript* de la plataforma GEE integra la definición del sitio de interés; aplicación de funciones de filtrado espacial y temporal de los catálogos para la zona de estudio (RPA); selección y conversión de datos de variables involucradas en el cómputo, y desarrollo del algoritmo de PT para los valores de ET_p con disagregación del dato a 250 m de resolución espacial. Este resultado se multiplica por la FE (que tiene como datos de entrada a la Hs), para obtener la ETr a la resolución deseada. Dicha resolución se logra aplicando el remuestreo con interpolación bilineal para cada conjunto de datos (Smith, 1981).

Este método de remuestreo determina el nuevo valor de píxel basándose en el promedio de distancia ponderada de los cuatro centros de píxeles más cercanos. Es válido para zonas de llanura, donde el procesamiento del relieve es omitido y otorga resultados esperables para

mejorar la resolución espacial del producto (Salas-Aguilar & Paz-Pellat, 2018) (Figura 1).

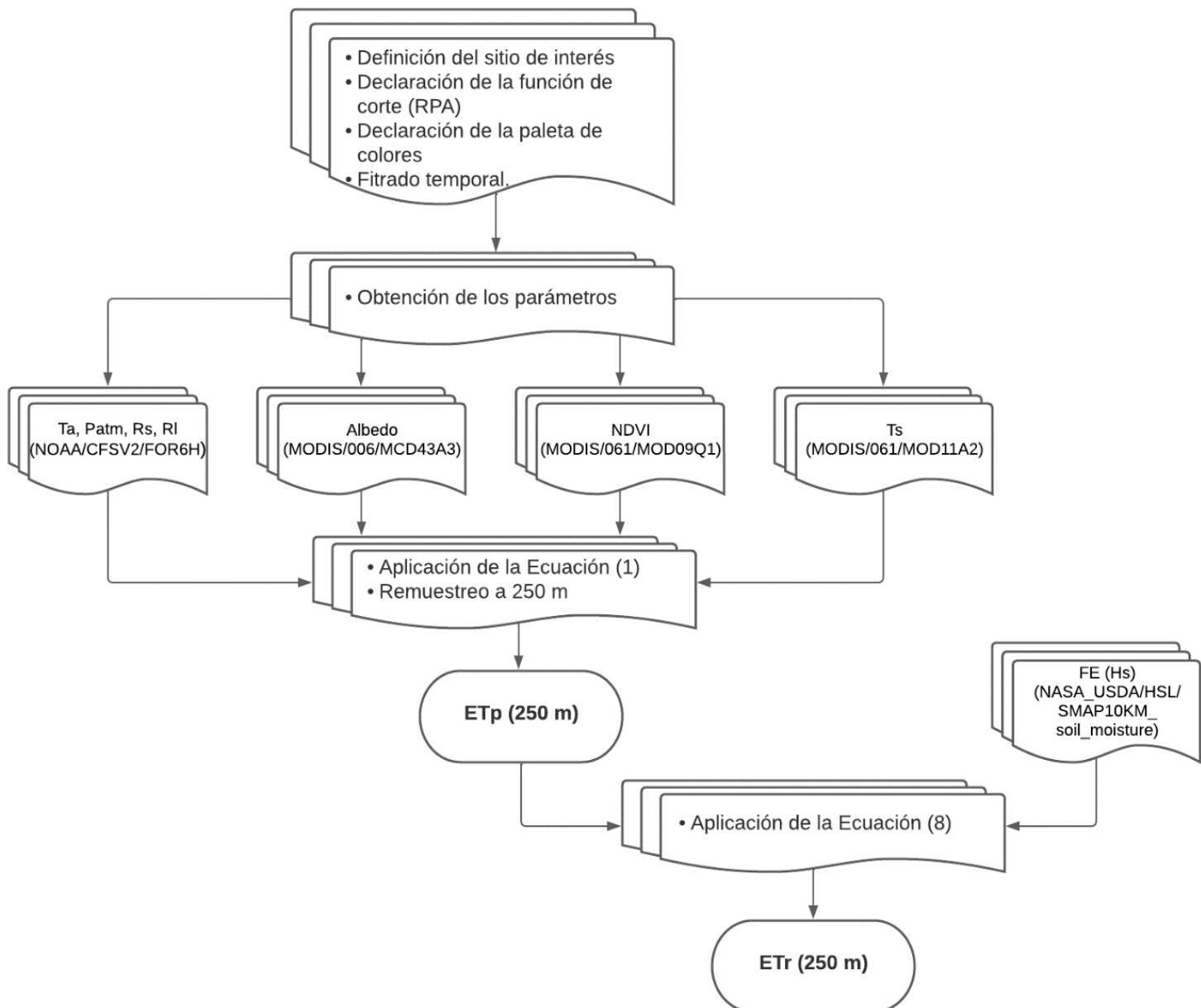


Figura 1. Diagrama de flujo del procesamiento de los datos de satélite para el cálculo de la ETp y ETr.

Para la valoración de los datos, en primera instancia se evaluaron particularmente las variables de entrada para estimar ET (Rs^{\downarrow} , RI^{\downarrow} , Ta y Ts), que son los parámetros que aportan en el balance de energía, y por consecuencia, en el balance hídrico (principalmente la Rs^{\downarrow} ; Faramiñán *et al.*, 2021a). Para llevar a cabo tal evaluación, se compararon las variables de satélite obtenidas de GEE (NOAA/CFSV2 y MODIS), con los obtenidos de NASA Power (base de datos validada en la RPA por Orte *et al.*, 2021; Faramiñán, Degano, Carmona, & Rodríguez, 2021b; García-Bu-Bucogen, Piccolo, & Bohn, 2022), cuyos datos provienen de reanálisis (CERES, MERRA2), en el periodo 2015-2021.

Por un lado, Orte *et al.* (2021) compararon los datos diarios de Rs de NASA-Power con mediciones en tierra en las ocho estaciones de la red de irradiancia solar Saver-Net instalada en el sur de América del Sur. Realizaron un análisis de regresión lineal para analizar la concordancia entre los datos satelitales y las mediciones terrestres, donde el coeficiente de determinación mostró una correspondencia relevante, con un valor medio de 0.95. El error absoluto medio (MAE) ($0.63 \text{ kWh m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) y el RMSE ($0.48 \text{ kWh m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) reflejan una diferencia esperable.

Por su parte, Faramiñán *et al.* (2021b) obtuvieron el valor de ETr utilizando NASA-Power como datos de entrada del algoritmo Support Vector Machine (SVR) en la RPA. Compararon los resultados obtenidos con valores de ETr (balance hídrico) con base en información de 12 estaciones agrometeorológicas de la ORA (1983-2012). Observaron errores estadísticos medios de $0.39 \pm 0.07 \text{ mm d}^{-1}$, $0.54 \pm 0.09 \text{ mm d}^{-1}$ y 0.67 ± 0.07 para MAE, RMSE y R^2 , respectivamente. Los resultados

muestran la factibilidad de aplicar algoritmos de aprendizaje automático para la obtención de valores de ETr en planicies agrícolas.

En este sentido, se considera que el conjunto de datos NASA Power es consistente para analizar los datos de satélite (GEE) en la RPA. Asimismo, con el fin de constatar la información con datos de campo, se verificó la respuesta de las variables de entrada con datos medidos *in situ*, en una parcela de cebada ubicada en las cercanías de la localidad de Tandil (-37.49; -58.90) durante el periodo julio-diciembre de 2019 (sensores y variables detalladas en Faramiñán *et al.*, 2022).

Por otro lado, para evaluar el producto final de ET_p y ETr, se obtuvieron los datos de entrada con una resolución temporal promedio de ocho días, mientras que para la realización de los mapas se optó por una resolución temporal anual para analizar los cambios en ese periodo de tiempo. La valoración del producto de ET_p y ETr se hizo en el periodo 2015-2021 debido a la disponibilidad de datos (tanto de campo como de satélite), y a la variabilidad en las precipitaciones, abarcando temporadas de máximos, mínimos y promedio anuales.

Datos *in situ*, zona de estudio

Los datos locales los determinó la Oficina de Riesgo Agropecuario (ORA). Calculan la ET₀ con datos meteorológicos medidos en estaciones por el Servicio Meteorológico Nacional de Argentina (SMN), y se basan en el método de FAO-Penman Monteith (PM) (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 1998; Monteith & Unsworth, 1990).

Por otro lado, los valores locales de ETr se obtienen realizando un balance hidrológico, de resolución temporal diaria, donde se tienen en cuenta los ingresos y egresos de agua del sistema, despejando el término de ETr para su cálculo (Allen, *et al.*, 1998; Basualdo, 2011).

En cuanto a la RPA, es una región de planicie de alrededor de 520 000 km² de superficie, que se encuentra en el centro-este de la República Argentina. En su extensión, incluye en parte cinco provincias agrícolas: sur de Entre Ríos, sureste de Córdoba, sur de Santa Fe, este de La Pampa y la provincia de Buenos Aires (exceptuando el extremo sur). Una estación meteorológica de referencia en zonas de llanuras representa un área de cobertura de 127 km de radio, delimitada por los círculos rojos que se encuentran en la Figura 2 (según la WMO, 1994; Degano *et al.*, 2021c).

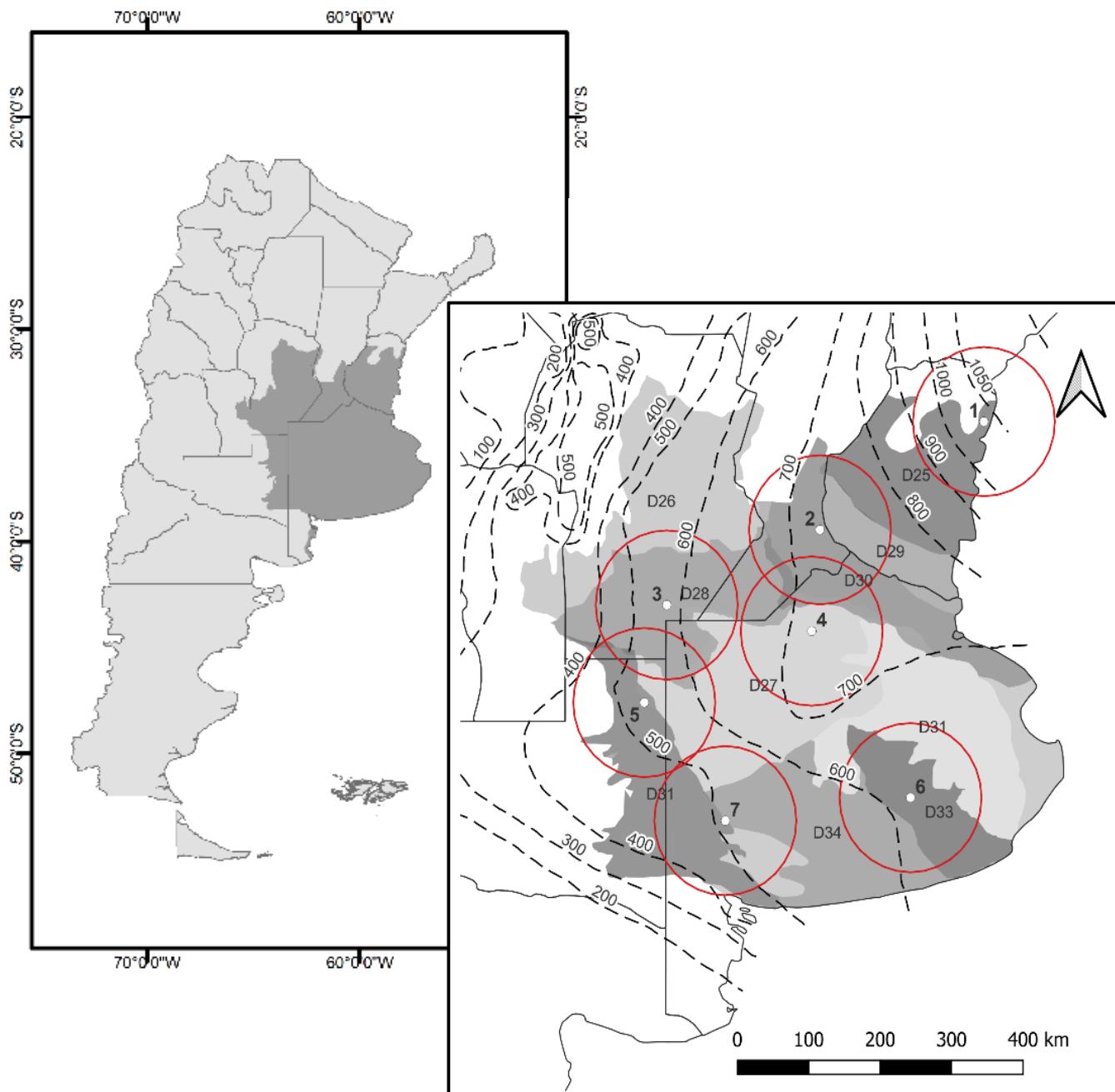


Figura 2. Ubicación de la RPA y de las estaciones de validación (1-7).

Distribución espacial del área de influencia de las estaciones hidrometeorológicas (círculo rojo) e isolíneas de ETr (INA, 2002)
(modificado de Degano *et al.*, 2021c).

Asimismo, la RPA se subdivide en 12 ecorregiones (Pereyra, 2003): planicies poligenéticas de entre ríos (D25); pampa pedemontana cordobesa (D26); pampa arenosa (D27); pampa endorreica (D28); delta del Paraná (D29); pampa ondulada (D30); pampa deprimida (D31); planicies litorales pampeanas (D32); sierras septentrionales bonaerenses (D33); pampa interserrana (D34); sierras australes bonaerenses (D35), y planicies poligenéticas de la pampa (D36), donde el clima general es templado-cálido y en particular varía de húmedo/subhúmedo (estaciones 1. Concordia; 2. Rosario; 3. Laboulaye; 4. Junín, y 6. Tandil, que constituyen la pampa subhúmeda-húmeda) a semiárido (estaciones 5. General Pico y 7. Pigüé, que determinan la pampa semiárida) (Kottek, Grieser, Beck, Rudolf, & Rubel, 2006).

En la Figura 2 se muestran además isolíneas de ETr definidas por el Instituto Nacional del Agua (INA, 2002). Ello determina la variabilidad de este parámetro, dependiendo de la zona de la RPA en la que se hace foco. Es mayor en las zonas más húmedas (noreste de la RPA), y disminuye hacia las zonas semiáridas de la región, variando entre 1 050 y 400 mm por año.

Análisis estadístico

Para analizar el comportamiento del producto de ET_p y ETr obtenido es necesario evaluar su respuesta, para ello se utilizaron distintas métricas estadísticas M_e (mediana), para analizar el error sistemático; RSD (desviación estándar robusta (Ecuación (11); (Wilrich, 2007), para

corroborar el error aleatorio; R-RMSE (error cuadrático medio robusto - Ecuación (12)); R^2 (coeficiente de determinación, Ecuación (13)), a (pendiente), y b (ordenada del origen), que relacionan los datos medidos localmente con los obtenidos por el modelo aquí propuesto tanto para el producto final como para analizar las variables de entrada del método:

$$RSD = 1.483 Me (|(E_i - O_i) - Me(E_i - O_i)|) \quad (11)$$

$$R\text{-RMSE} = \sqrt{RSD^2 + Me^2} \quad (12)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^N (E_i - \bar{E})(O_i - \bar{O})]^2}{\sum_{i=1}^N (E_i - \bar{E})^2 (O_i - \bar{O})^2} \quad (13)$$

donde:

E_i = datos estimados

O_i = datos observados

N = cantidad de datos tenidos en cuenta

Resultados y discusión

Análisis de las variables de entrada

Con el fin de corroborar el comportamiento de las variables de entrada con mayor peso en el cálculo de ET_p, se comparó la R_{s↓}, R_{I↓}, T_a y T_s provenientes de NOAA/CFSV2 y MODIS (GEE) con la base de datos NASA Power en toda la RPA, tomando valores de los sitios de las siete estaciones mencionadas en la Figura 2.

En este sentido, se hizo un análisis estadístico (Tabla 4, Figura 3A, B, C y D), donde se puede observar que para la variable R_{s↓} (Tabla 4, Figura 3A), el análisis estadístico arroja valores de R-RMSE de 36 W m⁻² (del orden de 1.3 mm d⁻¹ y de alrededor del 10%), y valores positivos de mediana, lo que indica una sobreestimación de los datos de NOAA/CFSV2; este error sistemático puede ser corregido con un ajuste lineal. El error aleatorio (RSD) es de 15.9 W m⁻² (alrededor de 0.5 mm d⁻¹); la pendiente es cercana a 1 mm d⁻¹, y el R² es de 0.95, marcando una buena relación entre las variables.

Tabla 4. Estadísticos que relacionan los valores de R_{s↓}, R_{I↓} Ta y T_s de reanálisis (NASA Power) con los datos de satélite (NOAA/CFSV2 y MODIS-GEE) para el periodo 2015-2021.

	NOAA/CFSV2/FOR6H			MOD11A2
	R _{s↓} (W m ⁻²)	R _{I↓} (W m ⁻²)	T _a (K)	T _s (K)
Mediana	32.8	-9.2	0.5	0.2
RSD	15.9	5.6	0.9	1.3
R-RMSE	36.5	10.8	1.0	1.3

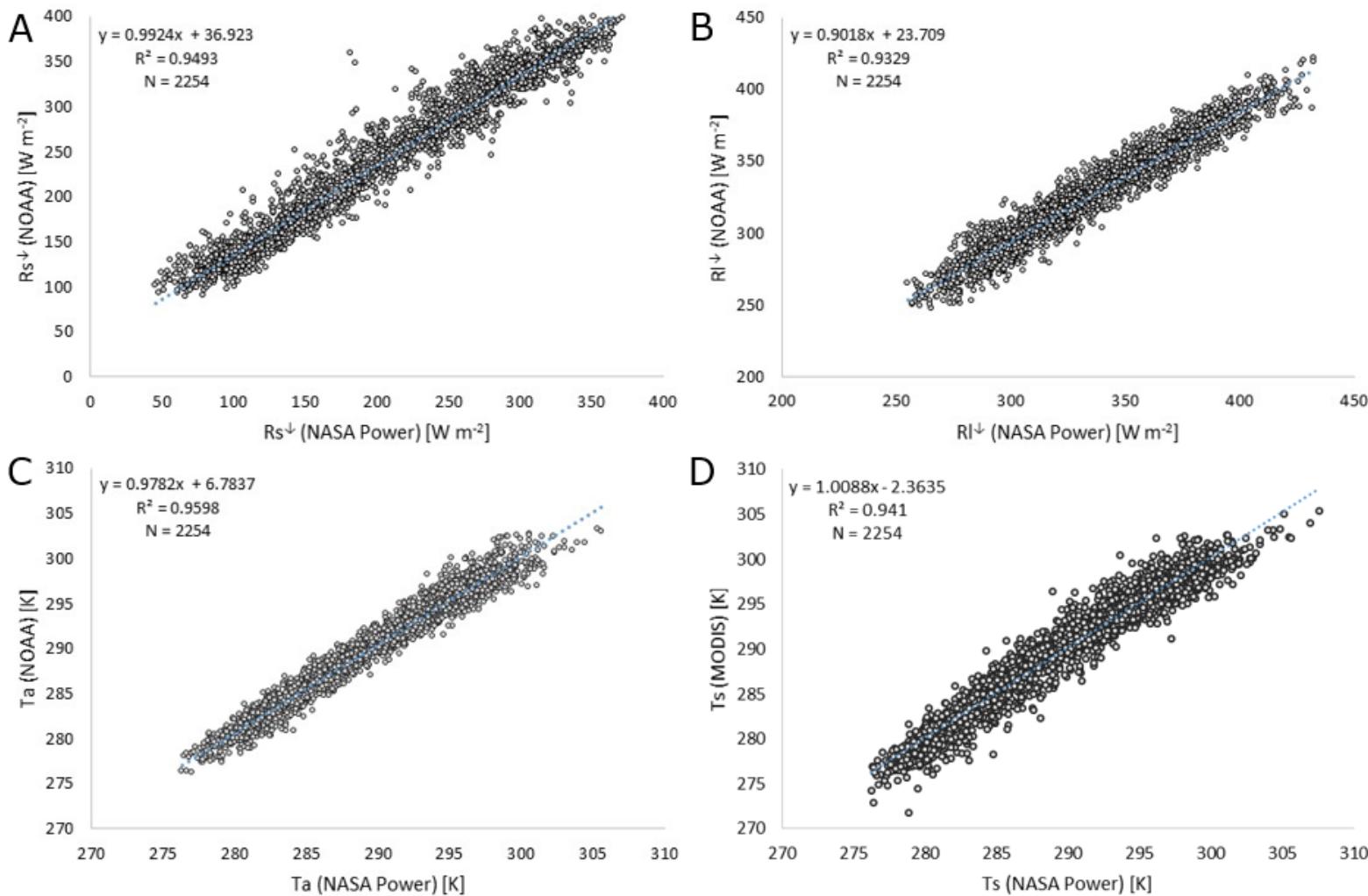


Figura 3. Relación de valores de NASA Power con datos NOAA (A) Rs^\downarrow ; B) RI^\downarrow ; C) Ta , y MODIS (D) Ts (obtenidos de GEE) para el periodo 2015-2021.

En relación con la RI^\downarrow (Tabla 4, Figura 3B), el R-RMSE es de 10.8 W m^{-2} (alrededor del 4% - 0.3 mm d^{-1}); la mediana negativa indica una leve

subestimación de los datos; el RSD equivale a 5.6 W m^{-2} (0.1 mm d^{-1}); la pendiente es cercana a 1 mm d^{-1} , y el R^2 es de 0.93.

Por otro lado, la Ta (Tabla 4, Figura 3C) muestra valores de R-RMSE de 1 (K), una mediana positiva, determinando una sobreestimación de los datos de satélite, aunque en bajas proporciones. El error aleatorio es de 0.9 (K); la pendiente es alrededor de 1; el R^2 es de 0.96, y la distribución de los datos se encuentra cercana a la línea 1:1, mostrando una buena relación entre los datos de NASA Power, en comparación con los obtenidos desde satélite.

En cuanto a la Ts (Tabla 4, Figura 3D), los valores de los estadísticos indican errores bajos (1.3 K), así como la mediana positiva, que determina una sobreestimación de los datos de satélite poco notoria, ya que los valores se observan cercanos a la línea 1:1, y el valor de R^2 es de 0.94.

Además, con el fin de corroborar estos resultados, se compararon las variables de entrada con datos de campo, medidos en una estación experimental de cebada (-37.49; -58.90), para el ciclo de cultivo del año 2019 (sensores y variables detalladas en Faramiñán *et al.*, 2022).

En este análisis se obtuvieron resultados similares a los obtenidos con los datos de NASA Power, en la RPA en general, para el conjunto de datos de Rs^\downarrow y RI^\downarrow (Tabla 5, Figura 4A y B). Los errores indican un leve aumento en campo tanto para Ta como para Ts (Tabla 5, Figura 4C y D). Asimismo, los valores de la pendiente son cercanos a 1 en todos los casos y el valor del R^2 es superior a 0.9 para las cuatro variables. Este análisis resuelve que los datos de entrada utilizados para el cálculo de ET_p son confiables para su aplicación en el método de PT.

Tabla 5. Estadísticos que relacionan los valores de Rs^{\downarrow} , RI^{\downarrow} Ta y Ts medidos en campo con los datos de satélite.

	NOAA/CFSV2/FOR6H			MOD11A2
	Rs^{\downarrow} ($W\ m^{-2}$)	RI^{\downarrow} ($W\ m^{-2}$)	Ta (K)	Ts (K)
Mediana	32.4	-8.8	2.0	1.2
RSD	15.7	4.3	1.0	1.8
R-RMSE	36.0	9.8	2.2	2.2

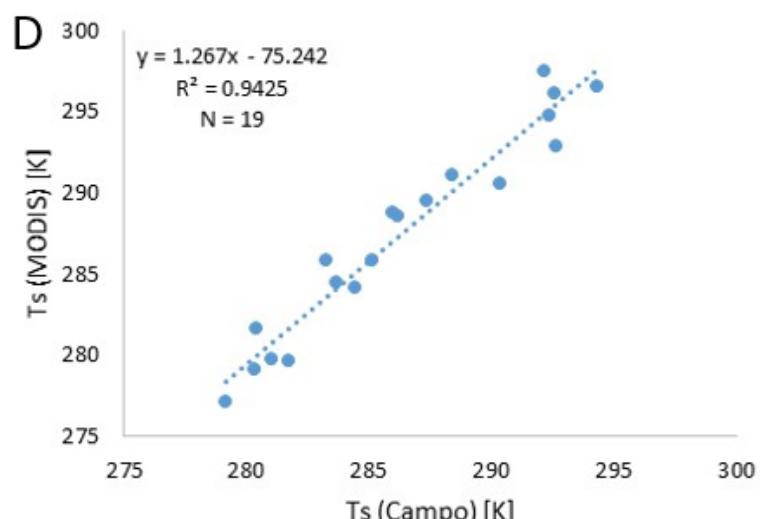
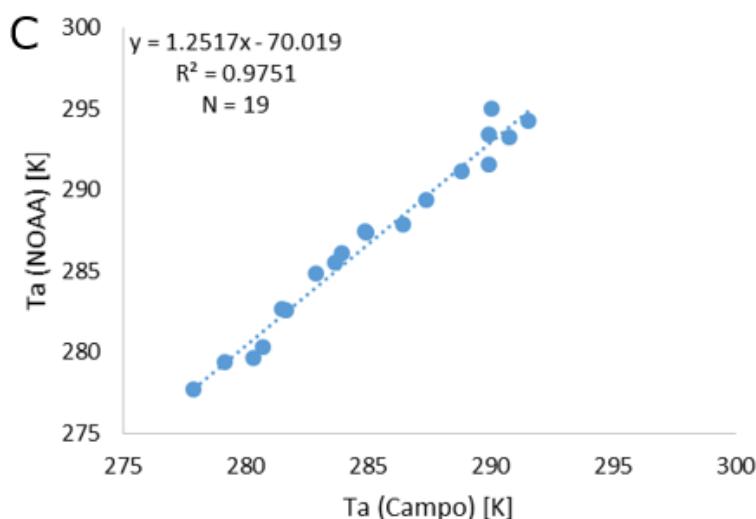
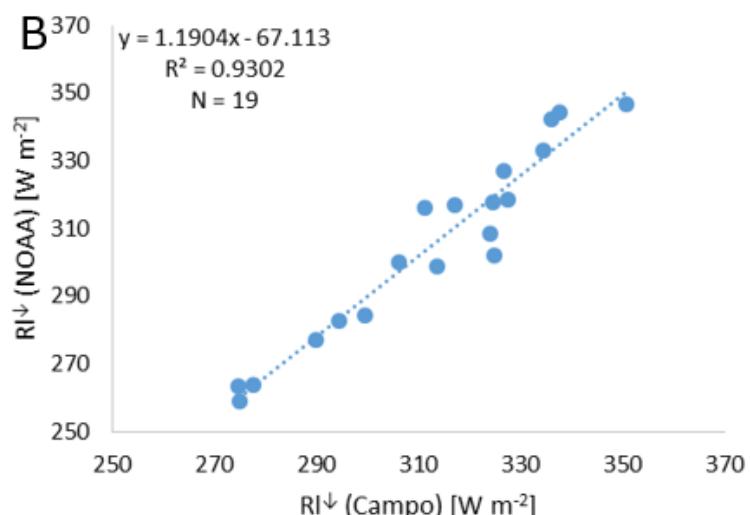
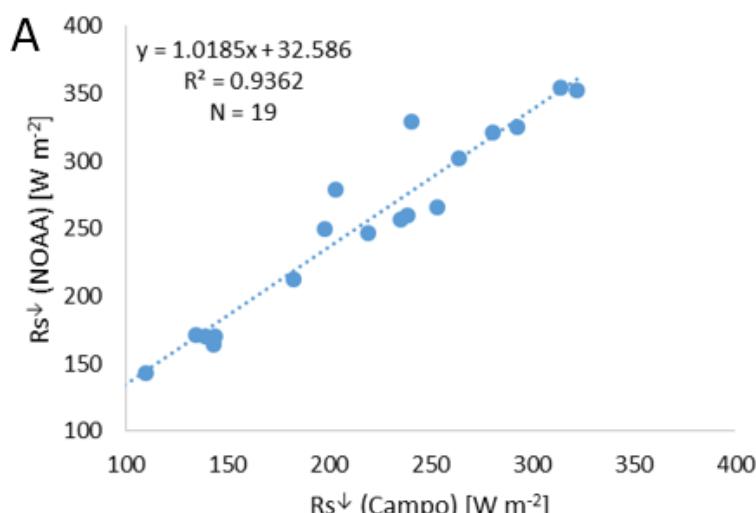


Figura 4. Relación de valores de campo con satélite A) Rs_{\downarrow} , B) RI_{\downarrow} , C) Ta , D) Ts .

Si bien se observan algunas diferencias en el análisis de los datos de satélite, se puede determinar que muestran una gran potencialidad para la utilización de los mismos en el cálculo de la ET_p y ET_r debido a su concordancia con los datos de referencia.

Análisis del producto de ET_p

Utilizando la base de datos de la ORA como datos reales (observados), se realizó la valoración del producto de ET_p obtenido mediante la ecuación de PT para las siete estaciones de la RPA (ver Tabla 3 y Figura 2). Para esta valoración, se compararon los datos medidos *in situ* con los obtenidos con el modelo a partir de los datos de satélite (Figura 5). Por otro lado, en la Tabla 6, se listan los estadísticos obtenidos para esta comparación. Los resultados muestran una distribución de la nube de puntos consistente, con un R^2 cercano a 0.9 para toda la región en su conjunto como en particular en cada estación (varía 0.7 y 0.9). Por otro lado, la pendiente general de esta relación es cercana a 1 y la ordenada del origen es de 0.05 mm d⁻¹.

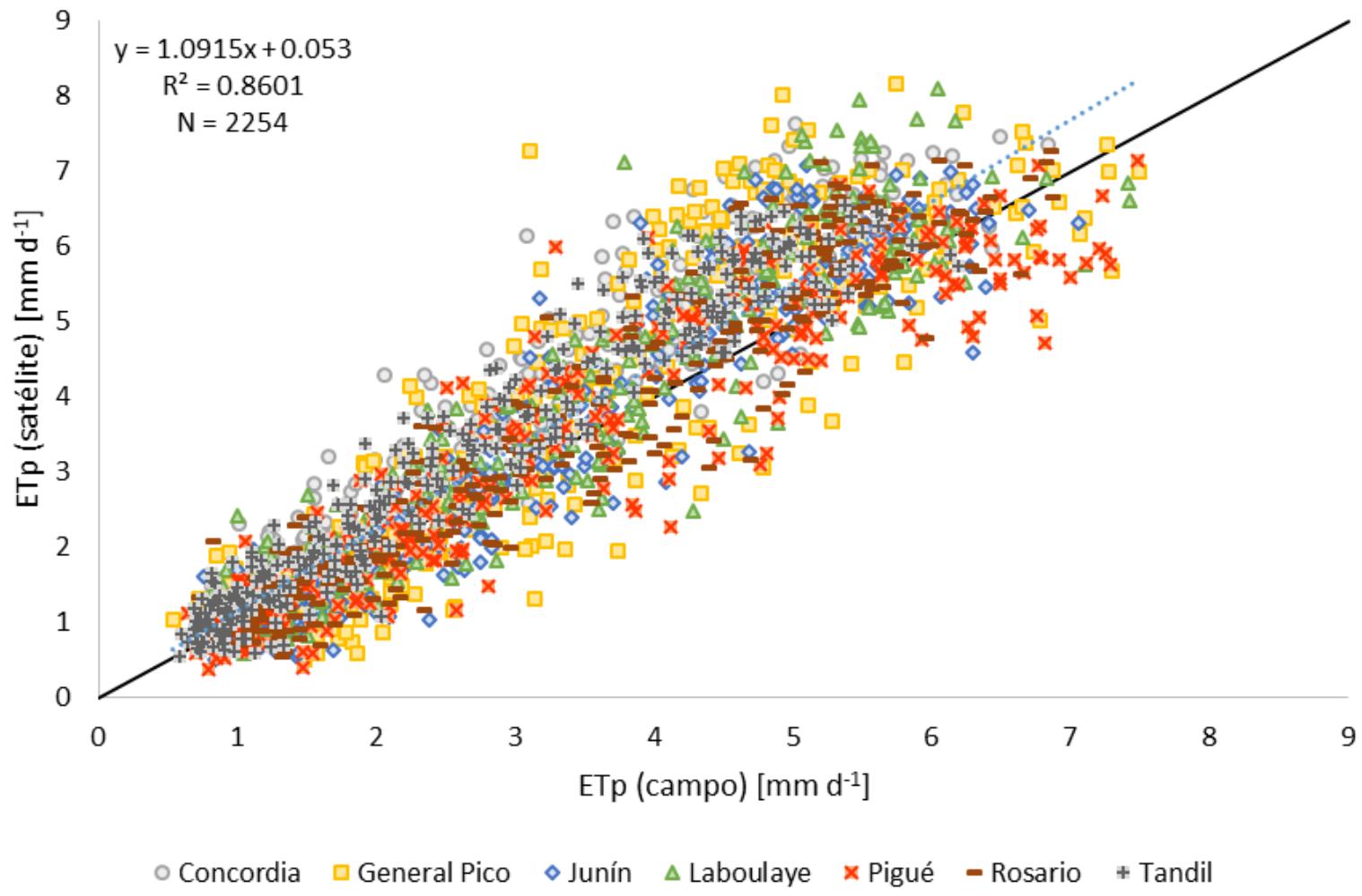


Figura 5. Comparación entre datos de ETp de campo y satélite. Línea negra: relación 1:1. Línea punteada: línea de tendencia.

Tabla 6. Estadísticos que relacionan la ET_p modelada con los datos puntuales.

ET _p	RPA	Concordia	General Pico	Junín	Laboulaye	Pigüé	Rosario	Tandil
Mediana (mm d ⁻¹)	0.3	0.6	0.2	0.0	0.3	0.0	0.1	0.5
RSD (mm d ⁻¹)	0.5	0.3	0.8	0.6	0.4	0.6	0.4	0.2
R-RMSE (mm d ⁻¹)	0.5	0.7	0.8	0.6	0.5	0.6	0.4	0.5
a	1.09	1.17	1.12	1.12	0.98	0.95	1.1	1.17
b (mm d ⁻¹)	0.05	0.23	-0.07	-0.21	0.42	0.19	-0.16	0.11
R ²	0.86	0.89	0.79	0.83	0.72	0.87	0.90	0.93

Analizando a detalle lo referente a la mediana (0.3 mm d⁻¹), este factor otorga un valor positivo para toda la región, mostrando una leve sobreestimación de los datos, determinando un error sistemático casi imperceptible, como lo es en la mayoría de las estaciones, en particular en Junín, Pigüé y Rosario; es mayor en las zonas de Tandil y Concordia.

Con respecto al error aleatorio, determinado por el RSD, se obtienen valores de 0.5 mm d⁻¹ para la RPA en general, siendo mayor en las estaciones ubicadas en la zona semiárida (Pigüé y General Pico) y menor en la subhúmeda/húmeda. En cuanto al R-RMSE, su valor es de 0.5 mm d⁻¹ en la RPA en general, que se encuentra por debajo del error de estimación del método; según la Tabla 1, para estimaciones realizadas con satélite, el error típico es entre el 10 y 20% (Allen *et al.*, 2011).



Los errores asociados con este producto de ET_p son comparables con los obtenidos por otros autores que calculan ET con el método de PT y PM (Monteith & Unsworth, 1990) en distintas regiones del planeta. En particular, Laipelt *et al.* (2021), que obtuvieron la ET con el método SEBAL (*Surface Energy Balance Algorithm for Land*), utilizando datos LANDSAT y ERA5 con GEE, arrojando errores medios de 0.67 mm d⁻¹ y valores R^2 superiores a 0.4 para la mayoría de los sitios evaluados en distintas zonas de Brasil.

Por su parte, Yao *et al.* (2017) aplicaron la ecuación de PT para calcular ET_p en varios biomas y climas del noreste de China. Utilizaron como datos de entrada distintos productos MODIS, logrando una resolución espacial de 1 km y temporal de ocho días. Estos autores observaron errores menores en zonas con cobertura vegetal continua y con disponibilidad de agua (alrededor de 0.6 mm d⁻¹). Mientras que en regiones sin cobertura o con cobertura discontinua y con clima semiárido/árida, el algoritmo muestra errores mayores (alrededor de 0.8/0.9 mm d⁻¹).

Por otro lado, Degano *et al.* (2021c) evaluaron el producto MOD16A2 (ET_p) para la RPA (Mu, Heinsch, Zhao, & Running, 2007; Running, Mu, & Zhao, 2017). Este producto, disponible globalmente, cuya resolución espacial es de 1 km (discontinuado) y 500 m, y temporal de ocho días, está basado en el modelo de PM. Los autores encontraron que para esta zona de estudio, el producto MOD16A2 presenta un error sistemático, indicando las debilidades del mismo para ser utilizado de forma directa en la RPA. Por lo tanto, desarrollaron una ecuación de ajuste

lineal para corregir ese producto, logrando disminuir los errores asociados (de 3.4 mm d^{-1} a 0.6 mm d^{-1}).

En la Figura 6 se muestran los mapas anuales de ET_p para la RPA (2016-2021). La ET aumenta con sentido sudeste-noroeste, con un patrón similar entre años. En la zona semiárida, donde hay mayor demanda de agua de la atmósfera, la ET_p es mayor; en las zonas más húmedas, los valores de ET_p disminuyen.

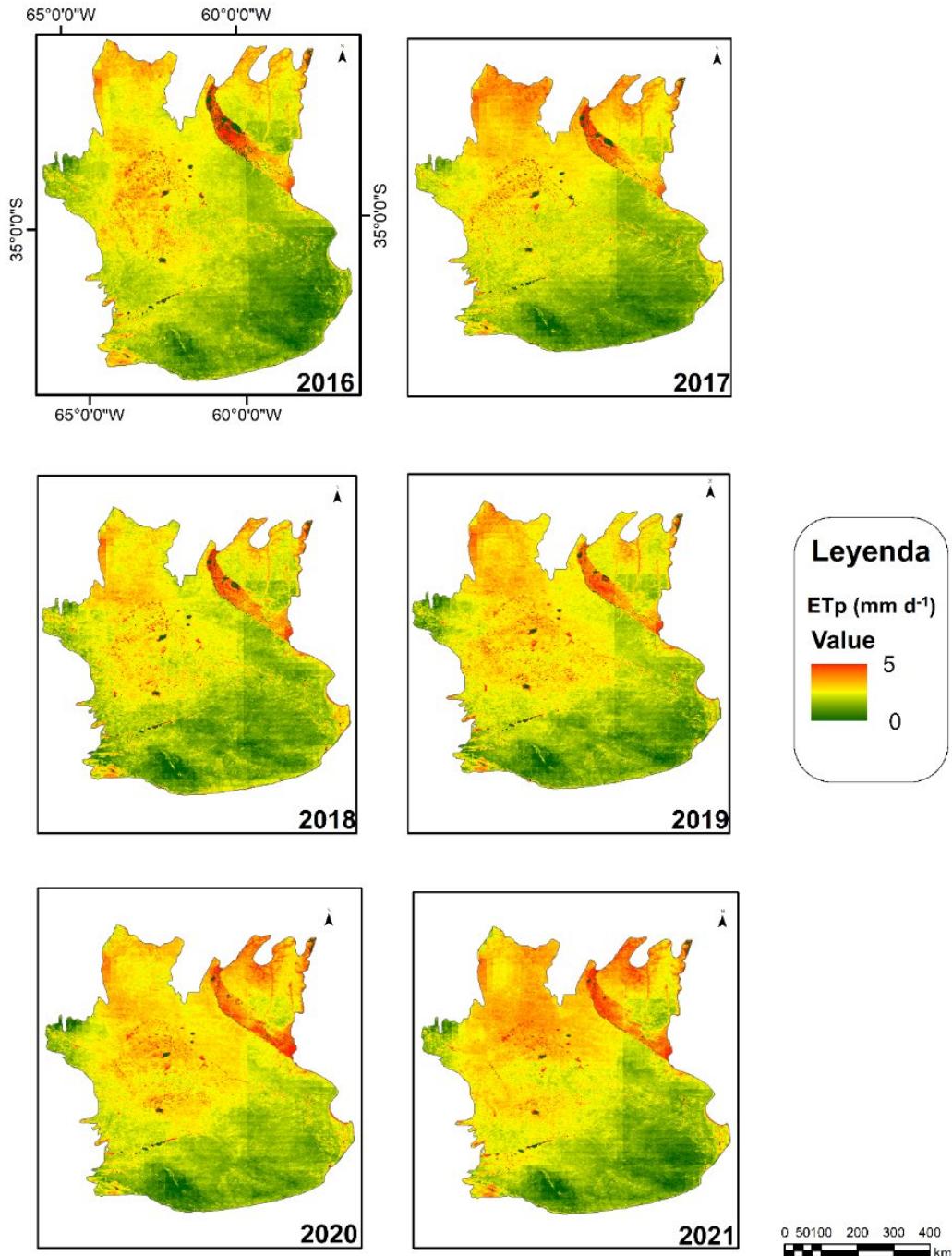


Figura 6. Variabilidad espacial de la ETp en la RPA.

En este estudio se tuvieron en cuenta seis años, de los cuales se encuentran años extremos y promedios en cuanto a la precipitación (800-1 100 mm) y humedad del suelo (40-70%). En particular, el 2016 y 2017 fueron los más húmedos, el 2018 y 2019 con precipitaciones promedio, y los años restantes más secos. El análisis temporal muestra un aumento de la ET_p desde el 2016 (mayores precipitaciones) al 2021 (menores precipitaciones), es decir, a mayor demanda de agua de la atmósfera se observan valores de ET_p más altos, incrementándose el límite de los valores altos de este parámetro, mostrando un corrimiento del mismo hacia el sudeste para el año 2021.

Este análisis multitemporal de la ET_p puede ser determinante para los productores agropecuarios, dado que la disponibilidad de agua del sistema es vital para el desarrollo de los cultivos. En dicho sentido, y teniendo en cuenta esta variable, las personas involucradas en la producción de los diferentes cultivos serán posibles usuarios de este producto de ET_p a escala regional (en el marco del proyecto JOVIN se está realizando la transferencia de la aplicación de este producto a la ORA, perteneciente al Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-MAGyP (03-JOVIN-71I)).

Análisis del producto de ETr

En la comparación entre datos de satélite con datos *in situ* respecto de la ETr (Figura 7, Tabla 7), se puede observar una mayor dispersión en la nube de puntos, indicado por el valor de R^2 de 0.54, disminuyendo en las

estaciones de Concordia y Tandil; en el resto de las estaciones varía entre 0.6 y 0.7.

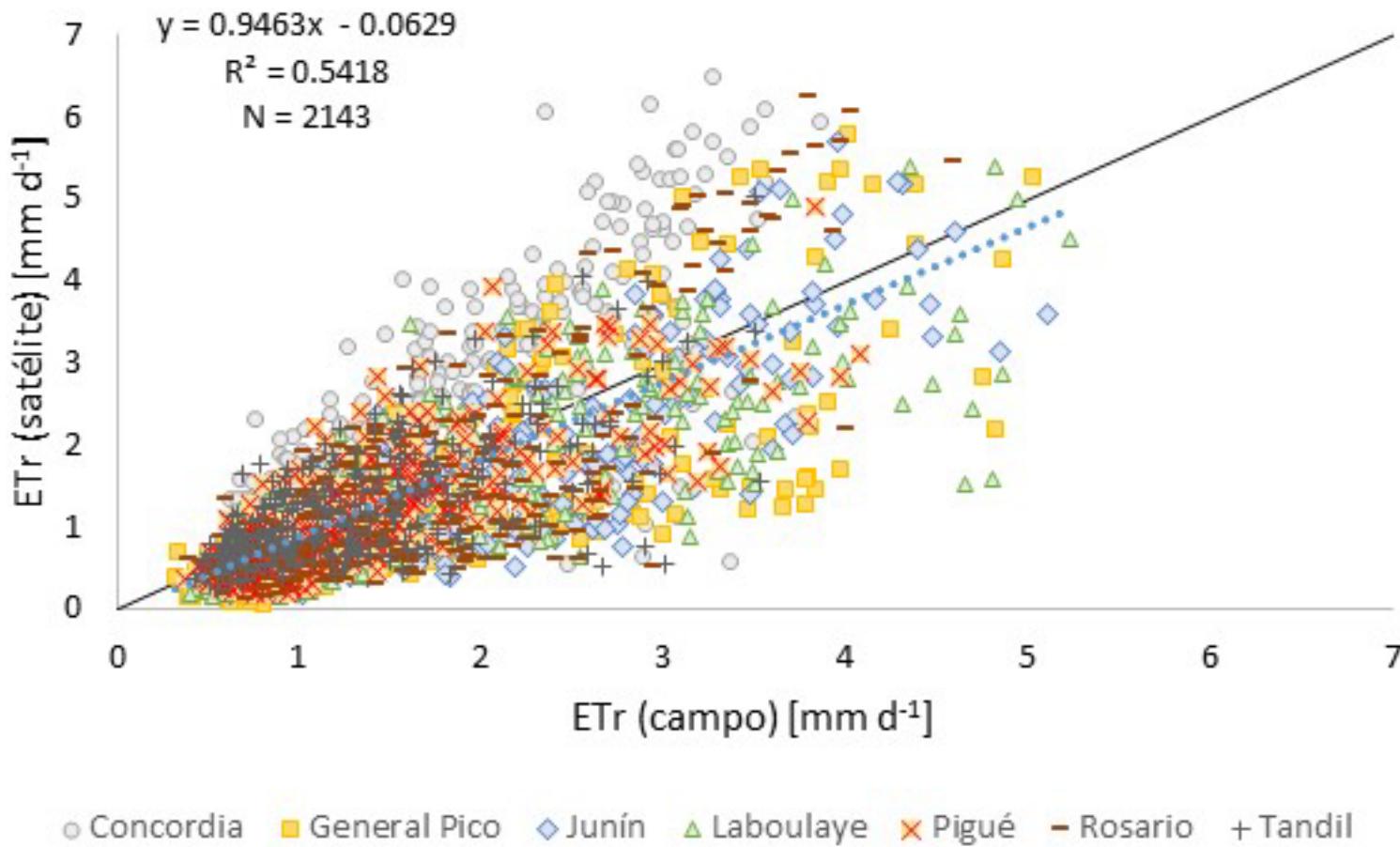


Figura 7. Comparación entre datos de ETr calculados con balance hidrológico (ORA) y los de satélite. Línea negra: relación 1:1. Línea punteada: línea de tendencia.

Tabla 7. Estadísticos que relacionan la ETr modelada con los datos puntuales.

ETr	RPA	Concordia	General Pico	Junín	Laboulaye	Pigüé	Rosario	Tandil
Mediana (mm d ⁻¹)	-0.2	0.6	-0.5	-0.4	-0.4	-0.2	-0.3	0.0
RSD (mm d ⁻¹)	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.3	0.5	0.4
R-RMSE (mm d ⁻¹)	0.6	0.8	0.6	0.6	0.5	0.4	0.6	0.4
a	0.95	1.31	0.87	0.97	0.81	0.86	1.18	0.73
b (mm d ⁻¹)	-0.06	0.05	-0.21	-0.36	-0.01	0.03	-0.53	0.29
R ²	0.54	0.54	0.6	0.69	0.64	0.63	0.61	0.44

El error sistemático, representado por la mediana, muestra un valor negativo (para el total de los datos de la RPA), determinando una leve subestimación por parte del producto de satélite. Esto sucede en la mayoría de las estaciones, excepto en Tandil, que es cero, mostrando la nube de datos sobre la línea 1:1, y en Concordia, que obtiene un valor positivo.

El RSD, al igual que en la ETp, toma un valor de 0.5 mm d⁻¹ en general; en particular, este error aleatorio varía entre 0.3 y 0.5 mm d⁻¹. Por otro lado, el R-RMSE alcanza valores de 0.6 mm d⁻¹ para toda la RPA, siendo mayor en zonas con climas más húmedos (Concordia).

En el contexto de la ETr, diferentes autores obtuvieron este parámetro integrando las propiedades del suelo, así como la Hs. En su



trabajo, Walker y Venturini (2019b) calcularon ETr, siguiendo la metodología de Walker, García, Venturini y Carrasco (2019a), tomando como datos de entrada variables de reanálisis disponibles en GEE (*Global Land Data Assimilation System version 2.1-GLDAS* y *National Centers for Environmental Prediction Climate Forecast System version 2-NCEP*). Analizaron su método tomando distintas estaciones de la red FLUXNET alrededor del mundo. La valoración del método otorgó errores del orden de los 3 mm d^{-1} .

Por su parte, Degano *et al.* (2021c) evaluaron el producto MOD16A2 en la RPA para distintos ciclos de cultivo de soja (entre 2009-2010 a 2017-2018). Para la ETr determinaron que los valores de los errores resultan entre 0.7 mm d^{-1} y 2 mm d^{-1} en la zona subhúmeda/húmeda, mientras que en la zona semiárida los valores disminuyen a 0.5 mm d^{-1} . El promedio general del error en la zona es de 1.1 mm d^{-1} .

Este análisis indica que el producto desarrollado en este trabajo muestra errores competentes en relación con los obtenidos por otros autores, variando entre 0.4 y 0.8 mm d^{-1} .

La Figura 8 muestra la variabilidad de la ETr en la RPA en los diferentes años (2016-2021), donde la variación espacial está controlada por la disponibilidad de humedad en el perfil de suelo. El comportamiento espacio-temporal de la ETr está influenciada por la distribución de las precipitaciones anuales con un fuerte control del tipo de suelo (dependiente de sus características texturales y estructurales).

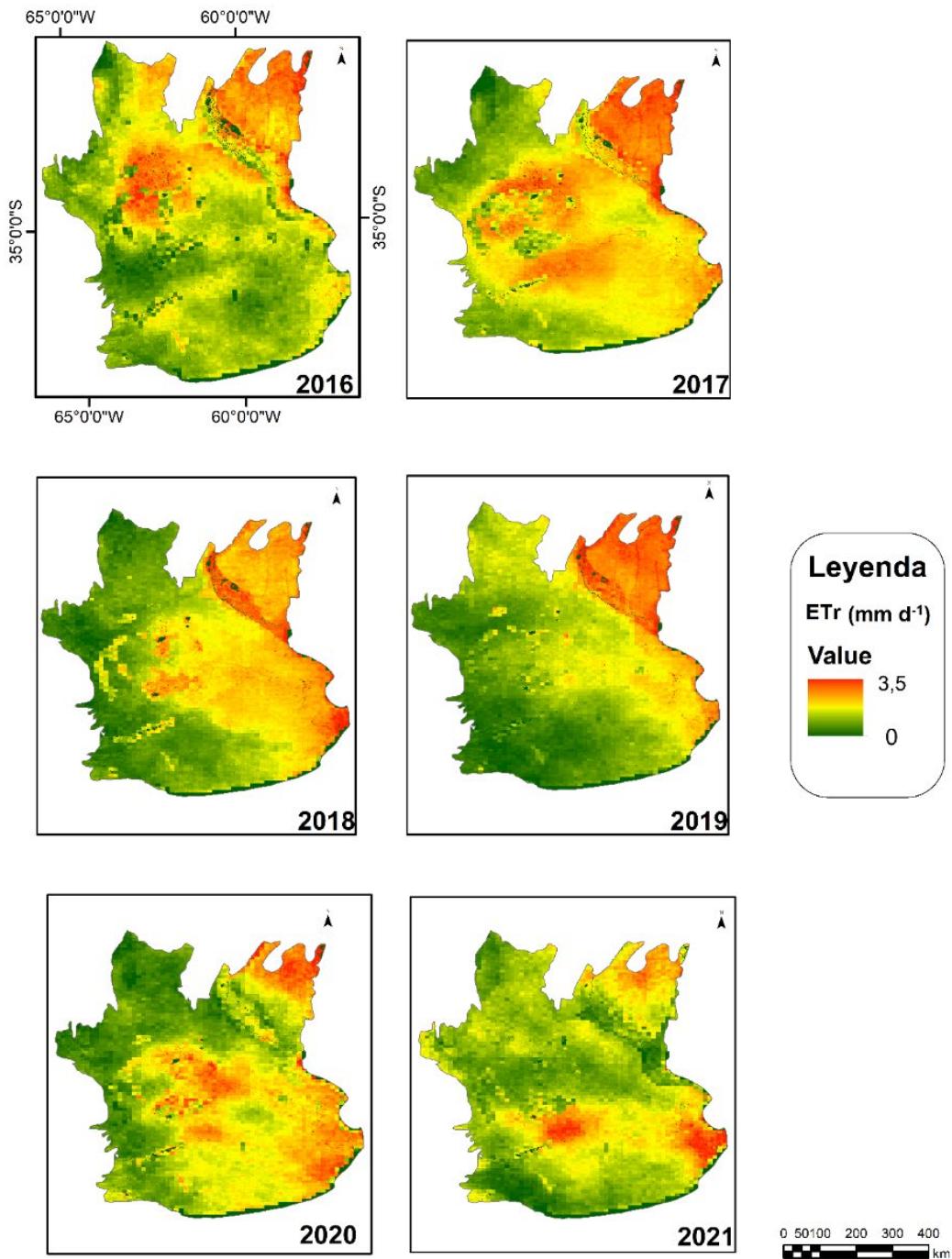


Figura 8. Variabilidad espacial de la ETr en la RPA.

En particular, cuando se trata de años más húmedos, la tendencia equivale a una menor variación espacial de la ETr (en general, valores más altos para el conjunto de estaciones). En cuanto a los años con déficit hídrico, en general se presenta una mayor variación espacial y con mayor impacto en zonas de suelos con menor capacidad de retención de agua.

Analizando el cambio multitemporal de la ETr en la zona del río Paraná (noreste), se puede observar con claridad una disminución del proceso de pérdida de agua del sistema a través de los años. Esta variación puede atribuirse a las sequías observadas por los efectos sobre las precipitaciones de los eventos de La Niña sobre la región.

En concordancia con la ETp, y haciendo uso del producto de ETr, esta herramienta puede ser de gran ayuda para los productores agrícolas a la hora de planificar la siembra, así como la distribución de los cultivos en la RPA. Teniendo en cuenta la disponibilidad de agua tanto a nivel atmósfera como a nivel del suelo, y dependiendo de las predicciones a futuro (año Niña-seco o Niño-húmedo), puede influir en la toma de decisiones para el sector agropecuario.

Conclusiones

En este trabajo se propone un método para determinar evapotranspiración potencial y evapotranspiración real a nivel regional con datos de satélite y de reanálisis con la herramienta *Google Earth Engine* (GEE), con una resolución temporal de ocho días y espacial de 250 x 250 m, utilizando el método de Priestley-Taylor. Este producto fue valorado con datos de campo, provistos por la Oficina de Riesgo Agropecuario, en la región pampeana argentina.

En primera instancia, se evaluaron los datos de entrada de satélite con datos NASA Power y con valores medidos localmente. En este sentido, se concluye que tanto los datos de NOAA/CFSV2 como los de MODIS (ambos obtenidos de GEE) muestran una gran potencialidad para realizar el cálculo de ET_p con el método de PT debido a su concordancia con los datos de referencia.

Respecto de la evapotranspiración potencial, en general, el producto arrojó errores de 0.5 mm d⁻¹, mostrando una leve sobreestimación, determinado por la mediana. En el análisis multitemporal realizado se observa una distribución de esta variable, que aumenta en sentido sudeste-noroeste en toda la región pampeana argentina.

El análisis estadístico relacionado con la evapotranspiración real mostró errores del orden de 0.6 mm d⁻¹ y una breve subestimación del producto de satélite. Por su parte, el análisis temporal de este parámetro en la región muestra una variabilidad, aumentando de sudoeste a noreste.

En general, debido a que los errores que presenta el producto están dentro del error asociado con el método, se puede concluir que este

producto puede utilizarse de manera directa para obtener los valores de evapotranspiración potencial y real en una zona de llanuras con características subhúmedas/húmedas a semiáridas, y que puede emplearse para analizar la variabilidad espacio-temporal de la ET_p y ETr en diferentes condiciones extremas (año Niño/ año Niña), así como realizar estudios ambientales aplicados.

Además, el uso de la herramienta *Google Earth Engine* logra un avance importante en el procesamiento y análisis de las variables ambientales/hidrológicas de satélite y reanálisis, pues tiene una amplia variedad de catálogos de datos disponibles, con buena precisión e integración de los datos para lograr un producto aplicable, con técnicas sencillas de programación, lo cual agiliza el procesamiento de los datos de entrada y la obtención de resultados.

Agradecimientos

Los autores del presente trabajo quieren agradecer a la Secretaría de Ciencia, Arte y Tecnología de la Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires (UNCPBA), en el marco del programa de Fortalecimiento de la Ciencia y la Tecnología proyecto Jóvenes Investigadores (03-JOVIN-71I), a la UNCPBA, a la Oficina de Riesgo Agropecuario por proporcionar los datos de ET de campo y al Lic. Christian Mancino por la modificación de la Figura 2.



Referencias

- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and Drainage Paper 56*, 300(9), D05109.
- Allen, R., Pereira, L., Howell, T., & Jensen, M. (2011). Evapotranspiration information reporting: I. Factors governing measurement accuracy. *Agricultural Water Management*, 98(6), 899-920. DOI: 10.1016/j.agwat.2010.12.015
- Barré, H. M., Duesmann, B., & Kerr, Y. H. (2008). SMOS: The mission and the system. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46(3), 587-593.
- Basualdo, A. (2011). Capítulo 5. Balance hídrico como herramienta de decisión. En: Occhiuzzi, S., Mercuri, P., & Pascale, C. (eds.). *Herramientas para la evaluación y gestión del riesgo climático en el sector agropecuario* (130 pp.). Buenos Aires, Argentina: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación.
- Brutsaert, W. (1984). *Evaporation into the atmosphere, theory, history, and applications*. Dordrecht, Holland: Cornell University, Reidel Publishing Company.

Chandrasekar, K., Misra, N., Mohammed-Ahamed, J., Mishra, A., Madhavi, P., Abdul-Hakeem, K., Raju, P. V., Rao, V. V., & Jha, C. S. (2022). Satellite-based terrestrial evapotranspiration product for India. In: *Geospatial technologies for resources planning and management* (pp. 381-407). Cham, Germany: Springer International Publishing.

Davies, J. A., & Allen, C. D. (1973). Equilibrium, potential, and actual evaporation from cropped surfaces in southern Ontario. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 12, 649-657.

Degano, M. F. (2021a). *Desarrollo de un modelo de evapotranspiración global con datos de satélite y de reanálisis* (doctoral dissertation), Universitat de València, España.

Degano, M. F., Carmona, F., Rodríguez, P. O., Faramiñán, A., Rivas, R., Bayala, M., & Corts, R. N. (2021b). Analysis of Priestley-Taylor method in different environments and coverages. In: *2021 XIX Workshop on Information Processing and Control (RPIC)* (pp. 1-6). San Juan, Argentina: Institute of Electrical and Electronics Engineers.

Degano, M. F., Rivas, R. E., Carmona, F., Niclòs, R., & Sánchez, J. M. (2021c). Evaluation of the MOD16A2 evapotranspiration product in an agricultural area of Argentina, the Pampas region. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 24(2), 319-328.

Entekhabi, D., Njoku, E. G., O'Neill, P. E., Kellogg, K. H., Crow, W. T., Edelstein, W. N., Entin, J. K., Goodman, S. D., Jackson, T. J., Kimball, J., Piepmeier, J. R., Koster, R. D., Martin, N., McDonald, K. C., Moghaddam, M., Moran, S., Reichle, R., Shi, J. C., Spencer, M. W., Thurman, S. W., Tsang, L., & Van Zyl, J. (2010). The soil moisture active passive (SMAP) mission. *Proceedings of the IEEE*, 98(5), 704-716.

Faramiñán, A. M. G., Carmona, F., Rivas, R. E., Degano, M. F., & Olivera-Rodríguez, P. (2021a). Monitoreo de la evapotranspiración real horaria por medio del balance energético y un lisímetro de pesada. *Boletín Geológico y Minero*, 132 (1-2), 47-56. DOI: 10.21701/bolgeomin.132.1-2.005

Faramiñán, A. M., Degano, M. F., Carmona, F., & Rodriguez, P. O. (2021b). Estimation of actual evapotranspiration using NASA-POWER data and Support Vector Machine. In: *2021 XIX Workshop on Information Processing and Control (RPIC)* (pp. 1-5). IEEE. DOI: 10.1109/RPIC53795.2021.9648425

Faramiñán, A., Rodriguez, P. O., Carmona, F., Holzman, M., Rivas, R., & Mancino, C. (2022). Estimation of actual evapotranspiration in barley crop through a generalized linear model. *MethodsX*, 9, 101665.

Fisher, J. B., Tu, K. P., & Baldocchi, D. D. (2008). Global estimates of the land–Atmosphere water flux based on monthly AVHRR and ISLSCP-II data, validated at 16 FLUXNET sites. *Remote Sensing of Environment*, 112(3), 901-919. DOI: 10.1016/j.rse.2007.06.025

- Gao, X., Sun, M., Luan, Q., Zhao, X., Wang, J., He, G., & Zhao, Y. (2020). The spatial and temporal evolution of the actual evapotranspiration based on the remote sensing method in the Loess Plateau. *Science of the Total Environment*, 708. 135111. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135111
- García-Bu-Bucogen, G., Piccolo, M. C., & Bohn, V. Y. (2022). Implementación de datos meteorológicos modelados en el norte patagónico argentino (1982-2017). *Investigaciones Geográficas*, (78), 67-87. DOI: 10.14198/INGEO.21449
- Garg, K. K., Bharati, L., Gaur, A., George, B., Acharya, S., Jella, K., & Narasimhan, B. (2012). Spatial mapping of agricultural water productivity using the SWAT model in Upper Bhima Catchment, India. *Irrigation and Drainage*, 61(1), 60-79. DOI: 10.1002/ird.618
- Gelaro, R., McCarty, W., Suárez, M. J., Todling, R., Molod, A., Takacs, L., Randles, C. A., Darmenov, A., Bosilovich, M. G., Reichle, R., Wargin, K., Coy, L., Cullather, R., Draper, C., Akella, S., Buchard, V., Conaty, A., Da Silva, A. M., Gu, W., Kim, G-K., Koster, R., Lucchesi, R., Merkova, D., Nielsen, J. E., Partyka, G., Pawson, S., Putman, W., Rienecker, M., Schubert, S. D., Sienkiewicz, M., & Zhao, B. (2017). The Modern-Era retrospective analysis for research and applications, version 2 (MERRA-2). *Journal of Climate*, 30(14), 5419-5454. DOI: 10.1175/JCLI-D-16-0758.1
- Giraldez, A. E. (2004). SAOCOM-1 Argentina L-band SAR mission overview. *ESA Special Publication*, 565, 27.

- Justice, C. O., Vermote, E., Townshend, J. R. G., Defries, R., Roy, D. P., Hall, D. K., Salomonson, V. V., Privette, J. L., Riggs, G., Strahler, A., Lucht, W., Myneni, R. B., Knyazikhin, Y., Running, S. W., Nemani, R. R., Wan, Z., Huete, A. R., Van Leeuwen, W., Wolfe, R. E., Giglio, L., Muller, J. P., Lewis, P., & Barnsley, M. J. (1998). The moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS): Land remote sensing for global change research. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(4), 1228-1249.
- INA, Instituto Nacional del Agua. (2002). *Atlas digital de los recursos hídricos superficiales de la República Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional del Agua
- Kalnay, E., Kanamitsu, M., Kistler, R., Collins, W., Deaven, D., Gandin, L., Iredell, M., Saha, S., White, G., Woollen, J., Zhu, Y., Chelliah, M., Ebisuzaki, W., Higgins, W., Janowiak, J., Mo, K. C., Ropelewski, C., Wang, J., Leetmaa, A., Reynolds, R., Jenne, R., & Joseph, D. (1996). The NCEP/NCAR 40-year reanalysis project. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 77, 437-470.
- Kobayashi, S., & National Center for Atmospheric Research Staff (eds). (2015). *The climate data guide: JRA-55*. Recuperado de <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/jra-55>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259-263. DOI: 10.1127/0941-2948/2006/0130

- Laipelt, L., Kayser, R. H. B., Fleischmann, A. S., Ruhoff, A., Bastiaanssen, W., Erickson, T. A., & Melton, F. (2021). Long-term monitoring of evapotranspiration using the SEBAL algorithm and Google Earth Engine cloud computing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 178, 81-96.
- Liu, Z., Yao, Z., & Wang, R. (2019). Simulation and evaluation of actual evapotranspiration based on inverse hydrological modeling at a basin scale. *Catena*, 180, 160-168. DOI: 10.1016/j.catena.2019.03.039
- Liu, J., Zehnder, A., & Yang, H. (2009). Global consumptive water use for crop production: The importance of green water and virtual water. *Water Resources Research*, 45(5). DOI: 10.1029/2007WR006051
- Liu, J., & Yang, H. (2010). Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: Green and blue water. *Journal of Hydrology*, 384(3-4), 187-197. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.024
- Marshall, M., Tu, K., & Andreo, V. (2020). On parameterizing soil evaporation in a direct remote sensing model of ET: PT-JPL. *Water Resources Research*, 56(5), e2019WR026290. DOI: 10.1029/2019WR026290
- McMahon, T., Peel, M., Lowe, L., Srikanthan, R., & McVicar, T. (2013). Estimating actual, potential, reference crop and pan evaporation using standard meteorological data: A pragmatic synthesis. *Hydrology and Earth System Science*, 17, 1331-1363. DOI: 10.5194/hess-17-1331-2013

Miralles, D., Holmes, T., De Jeu, R., Gash, J., Meesters, A., & Dolman, A. (2011). Global land-surface evaporation estimated from satellite-based observations. *Hydrological Earth System Science*, 15(2), 453-469. DOI: 10.5194/hess-15-453-2011

Monteith, J., & Unsworth, M. (1990). *Principles of environmental physics* (4th ed.). London, UK: Edward Arnold.

Mu, Q., Heinsch, F., Zhao, M., & Running, S. (2007). Development of a global evapotranspiration algorithm based on MODIS and global meteorology data. *Remote Sensing of Environment*, 111, 519-536. DOI: 10.1016/j.rse.2007.04.015

Muñoz-Sabater, J. (2019). *ERA5-Land hourly data from 1981 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS)*. DOI: 10.24381/cds.e2161bac

Mutanga, O., & Kumar, L. (2019). Google Earth Engine applications. *Remote Sensing*, 11(5), 591.

O'Neill, P. E., Chan, S., Njoku, E. G., Jackson, T., & Bindlish, R. (2016). *SMAP L3 Radiometer Global Daily 36 km EASE-Grid Soil Moisture, Version 4*. Boulder, USA: NASA National Snow and Ice Data Center Distributed Active Archive Center. DOI: 10.5067/ZX7YX2Y2LHEB

Ocampo, D., & Rivas, R. (2013). Estimación de la radiación neta diaria a partir de Modelos de Regresión Lineal Múltiple. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(2), 263-271. DOI: 10.5154/r.rchscfa.2012.04.031

- Olivera-Rodríguez, P., Holzman, M. E., Degano, M. F., Faramiñán A. M. G., Rivas, R. E., & Bayala, M. I. (2020). Spatial variability of the green water footprint using a medium- resolution remote sensing technique: The case of soybean production in the Southeast Argentine Pampas. *Science of the Total Environment*. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142963
- Orte, F., Lusi, A., Carmona, F., D'Elia, R., Faramiñán, A., & Wolfram, E. (2021). Comparison of NASA-POWER solar radiation data with ground-based measurements in the south of South America. In: *2021 XIX Workshop on Information Processing and Control (RPIC)* (pp. 1-4). IEEE. DOI: 10.1109/RPIC53795.2021.9648428
- Pendiuk, J. E. (2022). *Modelado y análisis de problemas hidrogravimétricos* (tesis de doctorado). Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Peng, L., Zeng, Z., Wei, Z., Chen, A., Wood, E., & Sheffield, J. (2019). Determinants of the ratio of actual to potential evapotranspiration. *Global Change Biology*, 25, 1326-1343. DOI: 10.1111/gcb.14577
- Pereyra, F. (2003). *Ecorregiones de la Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Servicio Geológico Minero Argentino.
- Poli, P., Hersbach, H., Dee, D. P., Berrisford, P., Simmons, A. J., Vitart, F., Laloyaux, P., Tan, D. G. H., Peubey, C., Thépaut, J-N., Trémolet, Y., Hólm, E. V., Bonavita, M., Isaksen, L., & Fisher, M. (2016). ERA-20C: An Atmospheric Reanalysis of the Twentieth Century. *Journal of Climate*, 29(11). 4083-4097. DOI: 10.1175/JCLI-D-15-0556.1

Priestley, C. H. B., & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81-92.

Rienecker, M., Suarez, M. J., Gelaro, R., Todling, R., Bacmeister, J., Liu, E., Bosilovich, M. G., Schubert, S. D., Takacs, L., Kim, G-K., Bloom, S., Chen, J., Collins, D., Conaty, A., Da Silva, A., Gu, W., Joiner, J., Koster, R. D., Lucchesi, R., Molod, A., Owens, T., Pawson, S., Pegion, P., Redder, C. R., Reichle, R., Robertson, F. R., Ruddick, A. G., Sienkiewicz, M., & Woollen, J. (2011). MERRA: NASA's modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications. *Journal of Climate*, 24(14), 3624–3648. DOI: 10.1175/JCLI-D-11-00015.1

Rivas, R., & Carmona, F. (2010). La ecuación de Priestley-Taylor aplicada a nivel de píxel: una alternativa para estudios detallados de cuencas. *Boletín Geológico y Minero*, 121(4), 401-412.

Rivas, R., & Ocampo, D. (2009). Comportamiento del balance de energía en un cultivo de *Avena sativa L.* En: Silva-Rojas, O., & Carrera-Ramírez, J. (eds.). *IX Jornadas sobre Investigación de la Zona no Saturada del Suelo-ZNS'09* (pp. 336-343). Barcelona, España: CIMNE. Recuperado de <http://congress.cimne.com/zns09/frontal/papers.asp>

Running, S., Mu, Q., & Zhao, M. (2017). *MOD16A2 MODIS/Terra Net Evapotranspiration 8-Day L4 Global 500 m SIN Grid V006. Data set.* Sioux Falls, USA: NASA EOSDIS Land Processes DAAC. DOI: 10.5067/MODIS/MOD16A2.006

Saha, S., Moorthi, S., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Behringer, D., Hou, Y-T., Chuang, H-Y., Iredell, M., Ek, M., Meng, J., Yang, R., Mendez, M. P., van den Dool, H., Zhang, Q., Wang, W., Chen, M., & Becker, E. (2011). Updated daily. NCEP Climate Forecast System Version 2 (CFSv2) 6-hourly Products. *Research Data Archive at the National Center for Atmospheric Research, Computational and Information Systems Laboratory*. DOI: 10.5065/D61C1TXF

Salas-Aguilar, V. M., & Paz-Pellat, F. (2018). Desarrollo de una base de datos climática nacional anual, 1989-2012: resolución 250 m. *Elementos para Políticas Públicas*, 2(2), 19-32. Ciclo del carbono y sus interacciones. Programa Mexicano del Carbono. Vol. 2. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Victor-Salas-3/publication/330005537_Desarrollo_de_una_Base_Climatica_Nacional_1989-2012_Escala_250_m/links/5c290c4492851c22a3506363/Desarrollo-de-una-Base-Climatica-Nacional-1989-2012-Escala-250-m.pdf

Silicani, M. (2015). *Diseño, construcción y operación de un lisímetro de bajo costo* (tesis de especialización). Universidad de Cuyo, Argentina.

Smith, P. (1981). Bilinear interpolation of digital images. *Ultramicroscopy*, 6(2), 201-204.

Smith, G., Priestley, K., Loeb, N., Wielicki, B., Charlock, T., Minnis, P., Doelling, D., & Rutan, D. (2011). Clouds and Earth Radiant Energy System (CERES), a review: Past, present and future. *Advances in Space Research*, 48(2), 254-263. DOI: 10.1016/j.asr.2011.03.009

- Stannard, D. (1993). Comparison of Penman-Monteith, Shuttleworth-Wallace, and modified Priestley-Taylor evapotranspiration models for wildland vegetation in semiarid rangeland. *Water Resources Research*, 29(5), 1379-1392.
- Strahler, A. H., Muller, J., Lucht, W., Schaaf, C., Tsang, T., Gao, F., Li, X., Lewis, P., & Barnsley, M. J. (1999). MODIS BRDF/albedo product: Algorithm theoretical basis document version 5.0. *MODIS Documentation*, 23(4), 42-47. DOI: 10.5067/MODIS/MCD43A3.006
- Tamiminia, H., Salehi, B., Mahdianpari, M., Quackenbush, L., Adeli, S., & Brisco, B. (2020). Google Earth Engine for geo-big data applications: A meta-analysis and systematic review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 164, 152-170.
- Tasumi, M. (2019). Estimating evapotranspiration using METRIC model and Landsat data for better understandings of regional hydrology in the western Urmia Lake Basin. *Agricultural Water Management*, 226, 105805. DOI: 10.1016/j.agwat.2019.105805
- Tatem, A. J., Goetz, S. J., & Hay, S. I. (2008). Fifty years of earth-observation satellites. *American Scientist*, 96(5), 390-398. DOI: 10.1511/2008.74.390
- Van der Griend, A. A., & Owe, M. (1993). Determination of microwave vegetation optical depth and single scattering albedo from large scale moisture and Nimbus/SMMR satellite observations. *International Journal of Remote Sensing*, 14(10), 1975-1996.
- Wan, Z. (2019). *Collection-6 MODIS land surface temperature products users' guide*. Santa Barbara, USA: ICESST, University of California.

Vermote, E. F., Roger, J. C., & Ray, J. P. (2015). *MODIS Surface Reflectance User's Guide, Collection 6. MODIS Land Surface Reflectance Science Computing Facility. Version 1.4.* DOI: 10.5067/MODIS/MOD09Q1.061

Walker, E., García, G., Venturini, V., & Carrasco, A. (2019a). Regional evapotranspiration estimates using the relative soil moisture ratio derived from SMAP products. *Agricultural Water Management*, 216, 254-263. DOI: 10.1016/j.agwat.2019.02.009

Walker, E., & Venturini, V. (2019b). Land surface evapotranspiration estimation combining soil texture information and global reanalysis datasets in Google Earth Engine. *Remote Sensing Letters*, 10(10), 929-938. DOI: 10.1080/2150704X.2019.1633487

Weinzettel, P., & Usunoff, E. (2001). Cálculo de la recarga mediante aplicación de la ecuación de Darcy en la zona no saturada. En: Medina, A., Carrera, J., & Vives, L. (eds.). *Las caras del agua subterránea, serie hidrogeológica y aguas subterráneas*. Tomo I (pp. 225-232). Madrid, España: Instituto Geológico y Minero.

Wielicki, B. A., Barkstrom, B. R., Harrison, E. F., Lee III, R. B., Smith, G. L., & Cooper, J. E. (1996). Clouds and the Earth's Radiant Energy System (CERES): An earth observing system experiment. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 77(5), 853-868.

Wilrich, P. T. (2007). Robust estimates of the theoretical standard deviation to be used in interlaboratory precision experiments. *Accreditation and Quality Assurance*, 12(5), 231-240.

WMO, World Meteorological Organization. (1994). *Guía de prácticas hidrológicas. Adquisición de datos, análisis, predicción y otras aplicaciones. WMO-N_168.* (5a ed.). Ginebra, Suiza: World Meteorological Organization.

Xiang, K., Li, Y., Horton, R., & Feng, H. (2020). Similarity and difference of potential evapotranspiration and reference crop evapotranspiration—A review. *Agricultural Water Management*, 232, 106043. DOI: 10.1016/j.agwat.2020.106043

Yao, Y., Liang, S., Yu, J., Zhao, S., Lin, Y., Jia, K., Zhang, X., Cheng, J., Xie, X., Sun, L., Wang, X., & Zhang, L. (2017). Differences in estimating terrestrial water flux from three satellite-based Priestley-Taylor algorithms. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 56, 1-12.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-05

Articles

Evaluation of the Digital Elevation Model from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) on the Papaloapan Macro-Basin, Mexico, using LiDAR as benchmark

Evaluación del modelo de elevación digital de la misión topográfica de radar en transbordador (SRTM) en la macrocuenca del Papaloapan, México, usando LiDAR como referencia

Edgar Misael Uribe¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5993-4244>

José Cruz Escamilla², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7059-7752>

Abigail Juárez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0772-5667>

¹Earth and Materials Sciences Academic Area, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Hidalgo, México, edgar_uribe8920@uaeh.edu.mx

²Earth and Materials Sciences Academic Area, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Hidalgo, México, jocesca@uaeh.edu.mx

³Environmental Geology, Academic Area of Earth and Materials Sciences, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Hidalgo, México, ju354755@uaeh.edu.mx



Corresponding author: Edgar Misael Uribe-Alcántara,
edgar_uribe8920@uaeh.edu.mx

Abstract

The Digital Elevation Model (DEM) from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) is evaluated using a LiDAR DEM from INEGI as benchmark in the Papaloapan Basin ($\sim 58\ 000\ \text{km}^2$) in Mexico. Three representative regions are selected: 1) a hilly region with strong slopes and elevations over 3 000 m; 2) a transitional region with relatively smoother slopes and elevations around 1 000 m, and 3) a floodplain with flat terrain and elevations below 100 m. The straight comparison of both datasets shows very similar elevation values at the hilly and transitional regions. However, in the floodplain, the relationship has a parabolic shape, and errors are relatively higher, in terms of the elevation range. This is probably due to systematic errors in SRTM being very close to the actual low elevations. Maps of errors suggest strong association with water bodies and the aspect. For example, in the transitional region, most negative errors are found on slopes facing east, while positive errors are found on slopes facing west. Three-dimensional histograms of errors vs. topographic features (elevation, slope, and aspect) are estimated. The histograms suggest a systematic error, which means SRTM could be improved with a simple calibration at least in these cases. Evaluations of public DEMs from different sources in Mexico are considered necessary for the identification of their strengths and weaknesses. We believe these evaluations might provide the grounds for the creation of improved MEDs



in the future either by either a simple calibration or through composite MEDs from multiple sources.

Keywords: SRTM, Digital Elevation Model, DEM, LiDAR, Papaloapan Basin, Evaluation of INEGI products, Composite DEM, multi-source DEM.

Resumen

Se evalúa el modelo de elevación digital (MED) del Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) empleando datos del MED LiDAR de INEGI como referencia en la cuenca del Papaloapan ($\sim 58\ 000\ km^2$) en México. Se seleccionaron tres regiones representativas: 1) una región montañosa con pendientes fuertes y elevaciones superiores a los 3 000 m; 2) una región transicional con pendientes relativamente más suaves y elevaciones alrededor de 1 000 m, y 3) una planicie de inundación con terreno plano y elevaciones menores a los 100 m. La comparación directa entre ambos MED muestra valores de elevación muy similares en las regiones montañosa y transicional. Sin embargo, en la planicie de inundación, la regresión muestra una forma parabólica, y los errores son relativamente más altos, en términos del rango de elevación. Esto probablemente se debe a errores sistemáticos en SRTM muy cercanos a las elevaciones bajas. Los mapas de errores sugieren una fuerte asociación con cuerpos de agua y el aspecto. Por ejemplo, en la región transicional, la mayoría de los errores negativos se encuentran en pendientes orientadas al este, mientras que la mayoría de errores positivos están en pendientes orientadas al oeste. Se estimaron histogramas tridimensionales de errores vs. rasgos topográficos (elevación, pendiente y aspecto). Los histogramas sugieren un error



sistemático, lo cual implica que el SRTM podría mejorar con una calibración simple al menos en los presentes casos. Las evaluaciones de MED públicos de diferentes fuentes en México se consideran necesarias para identificar sus fortalezas y debilidades. Estas evaluaciones podrían constituir la base para la creación de MED mejorados en el futuro, ya sea mediante simple calibración o mediante MED compuestos provenientes de fuentes múltiples.

Palabras clave: SRTM, modelo elevación digital, LiDAR, MED, cuenca del Papaloapan, evaluación de productos de INEGI, MED compuesto, MED multifuente.

Received: 23/06/2022

Accepted: 22/01/2023

Published Online: 27/01/2023

Introduction

Digital Elevation Models (DEMs) are becoming an increasingly necessary resource for many environmental studies, especially related to hydraulics and hydrology, because topography is a key factor in determining water distribution and circulation. In Mexico, the official national DEM is the Mexican Continuum of Elevation (Continuo de Elevación Mexicano, CEM 3.0) published by the National Institute of Statistics and Geography (INEGI, 2017). Unfortunately, Uribe-Alcantara, Escamilla-Casas y Cruz-Chavez (2018) have showed this DEM has extremely high errors



(particularly in floodplains) associated with an artificial treatment of water bodies by INEGI, which unfortunately has not been documented in the official literature of this product. Therefore, users of public DEMs in Mexico are in need of finding a solution to this lack of accuracy issue in the official public DEM for Mexico, *i.e.* the CEM.

Two possible solutions are: 1) using alternative public DEMs, and 2) creating multi-source DEMs. Regarding the first solution, although there are a few public DEMs available in Mexico, they offer different and sometimes complementary advantages and disadvantages. For example, the Shuttle Radar Topography Mission (**SRTM**) has the advantage of being available nationwide but its spatial resolution is relatively low (pixel size of 90 m). On the other hand, INEGI has also published a LiDAR DEM for Mexico (INEGI, 2017). This dataset has an excellent spatial resolution (5 m) but unfortunately it is not available nationwide. However, where available, LiDAR is considered an appropriate benchmark because of its higher resolution and accuracy associated with the LiDAR technology and closeness to the earth, compared to other remote sensing techniques like the one used by SRTM. There are certainly more accurate methods and technologies like drones and topographic surveys, however, their products are not suitable to evaluate nationwide products, such as SRTM, because they are not public, and they are not available for large extensions.

Ideally, it would be very convenient if we could combine the strengths of each DEM to create the best DEM possible. There are a couple of studies on the possible combination of multi-source DEMs to create a single DEM (Baghdadi *et al.*, 2005; Gesch & Wilson, 2001). Eventually,

the authors of this paper want to explore the creation of multi-source DEMs to create a DEM for Mexico that combines the strengths of each DEM. However, in order to do so, the evaluation of individual strengths and weaknesses of different DEMs is necessary. A formal assessment is expected to eventually provide some guidance on how to best combine public DEMs available in Mexico. An evaluation of the CEM 3.0 has already been performed (Uribe-Alcantara *et al.*, 2018). In this paper, we evaluated SRTM using LiDAR as a benchmark to identify its strengths and weaknesses, as a function of elevation and other topographic features.

Data and methodology

Two DEMs are compared: SRTM and LiDAR. The SRTM's project is a joint mission between the U.S. National Geospatial-Intelligence Agency (NGA) and the U.S. National Aeronautics and Space Administration (NASA). The objective of this project was to create a DEM for the region between parallels 56° N and 56° S. We used SRTM version 4, distributed by the Consultative Group on International Agricultural Research-Consortium for Spatial Information (CGIAR- CSI) (Jarvis, Reuter, Nelson, & Guevara, 2008). This version has processed data voids, and its resolution is 90 m. The biggest advantage of SRTM is perhaps associated with its availability. This dataset is publicly available over most of the world. The biggest disadvantage is perhaps its low resolution.

On the other hand, LiDAR from INEGI is used as a benchmark. This dataset has 5 m pixel size. This resolution is very high so handling such a large dataset may be inconvenient, particularly for meso- and macro

products. Therefore, the resolution plays both as an advantage, in terms of accuracy and precision, but also as a disadvantage in terms of processing requirements. The biggest LiDAR's disadvantage is the fact that the dataset is not available all over Mexico. The availability is patchy and, unfortunately, there is no practical way to learn the country's coverage because INEGI's documentation and metadata are extremely poor (INEGI, 2017).

Since LiDAR availability is limited and it has a very high resolution, evaluating SRTM all over Mexico is neither feasible nor practical. Instead, the evaluation was performed in the Papalopan basin. This macro basin ($57\ 716\ km^2$) was selected because its topographic features are representative of the elevation range in Mexico (sea level to 5 610 m.a.s.l.). This basin is still quite large for a complete analysis. Furthermore, LiDAR is not available throughout the basin. Therefore, three representative regions were selected for the evaluation:

1. Hilly region: Elevations over 3 000 m with strong slopes and intense spatial variability.
2. Transitional region: Elevations around 1 000 m with mild slopes and moderate spatial variability.
3. Floodplain: Elevations below 100 m with flat slopes and smooth spatial variability.

We consider that these regions are representative of large basins in Mexico, which usually start in hilly regions at very high elevations (thousands of meters) with strong slopes and hilly terrain; then the stream network flows into middle elevations (around 1 000 m), where slopes and spatial variability are both relatively smoother; and streams

finally reach floodplains with very low elevations, flat terrain, and smooth variability. In addition to the Papaloapan basin, the Grijalva-Usumacinta basin is also a good example of this pattern found in large Mexican basins.

SRTM data was downloaded from CGIAR's website (Jarvis, Reuter, & Nelson, 2014), while LiDAR data was obtained from INEGI (2017). Both datasets are distributed in mosaics. As mentioned earlier, LiDAR data has limited availability so it was necessary to identify LiDAR data for each representative region. We were able to identify 12, 24 and 16 tiles for the hilly, transitional and floodplain regions, correspondingly. These tiles were merged into a single DEM for each region. Figure 1 shows the location of each region within the Papaloapan basin. Figure 2, Figure 3, and Figure 4 show LiDAR for each one of the regions: Hilly, transitional, and floodplain, correspondingly.

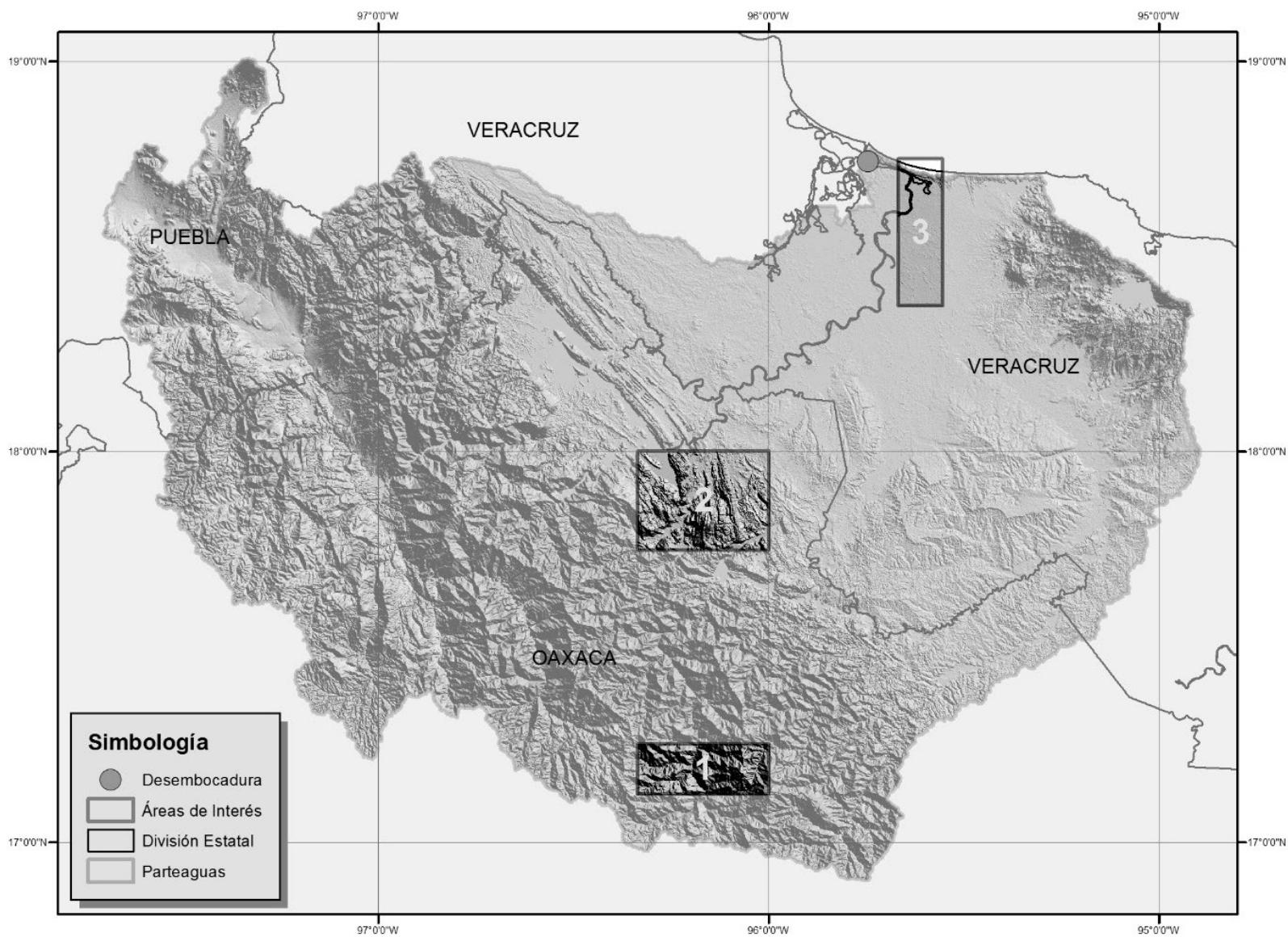


Figure 1. Papaloapan basin and its outlet (circle). Analyzed regions: 1) hilly, 2) transitional, and 3) floodplain (taken from Uribe-Alcantara *et al.* (2018)).

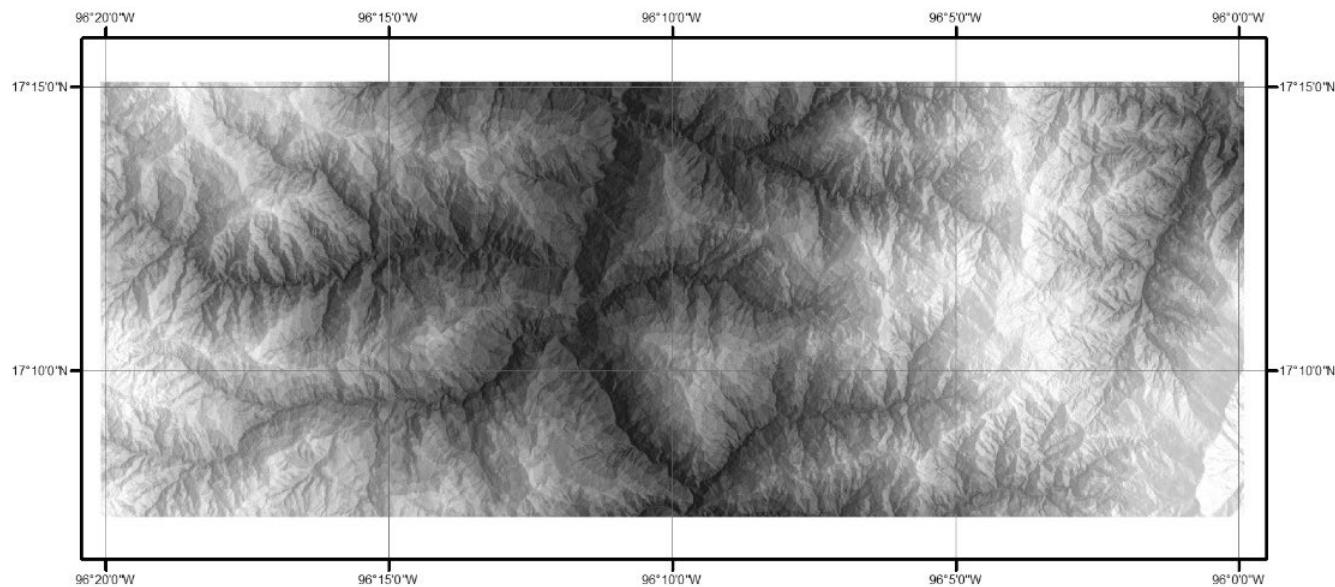


Figure 2. LiDAR's Digital Elevation Model for the hilly region.

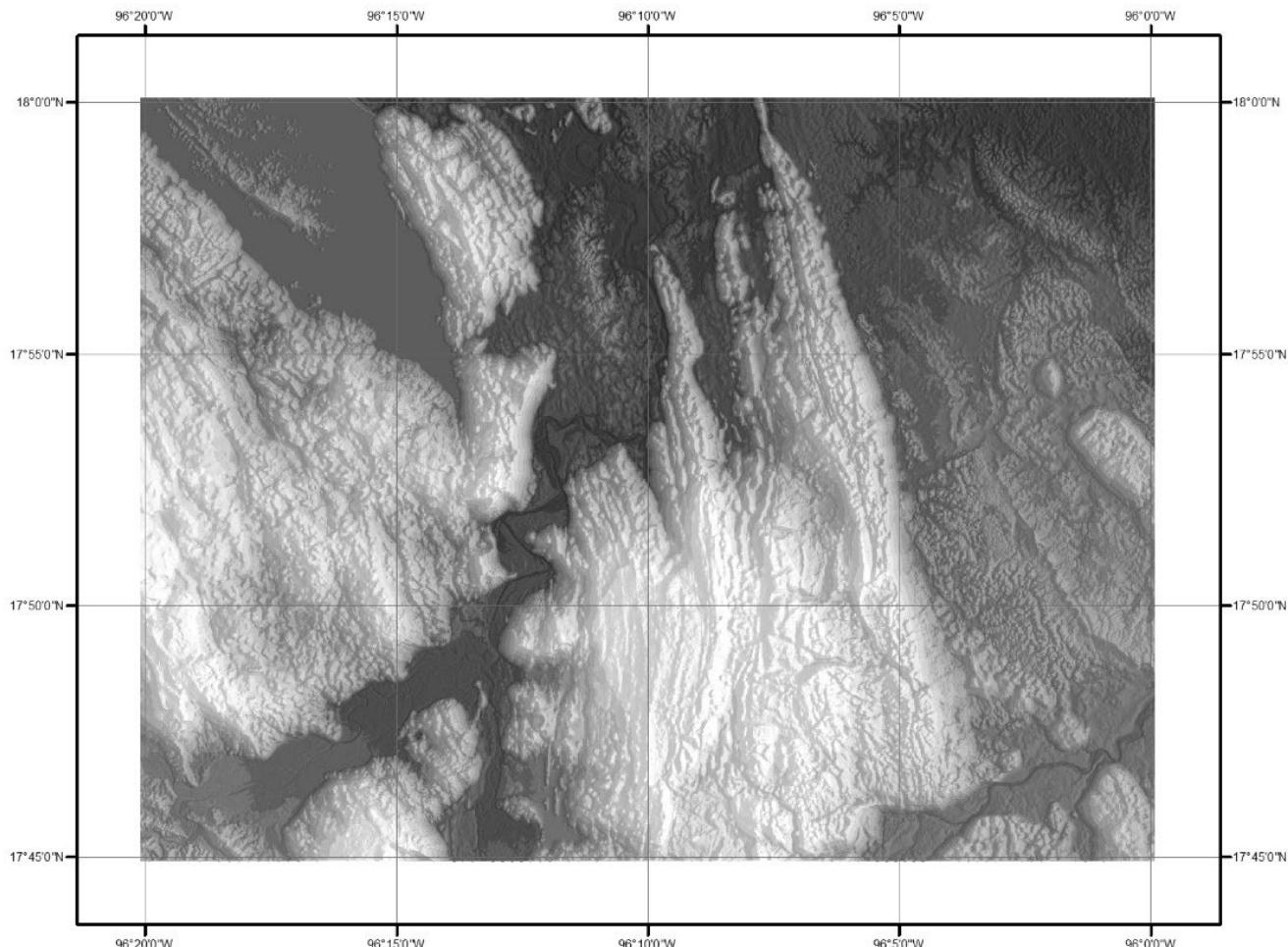


Figure 3. LiDAR's Digital Elevation Model for the transitional region.

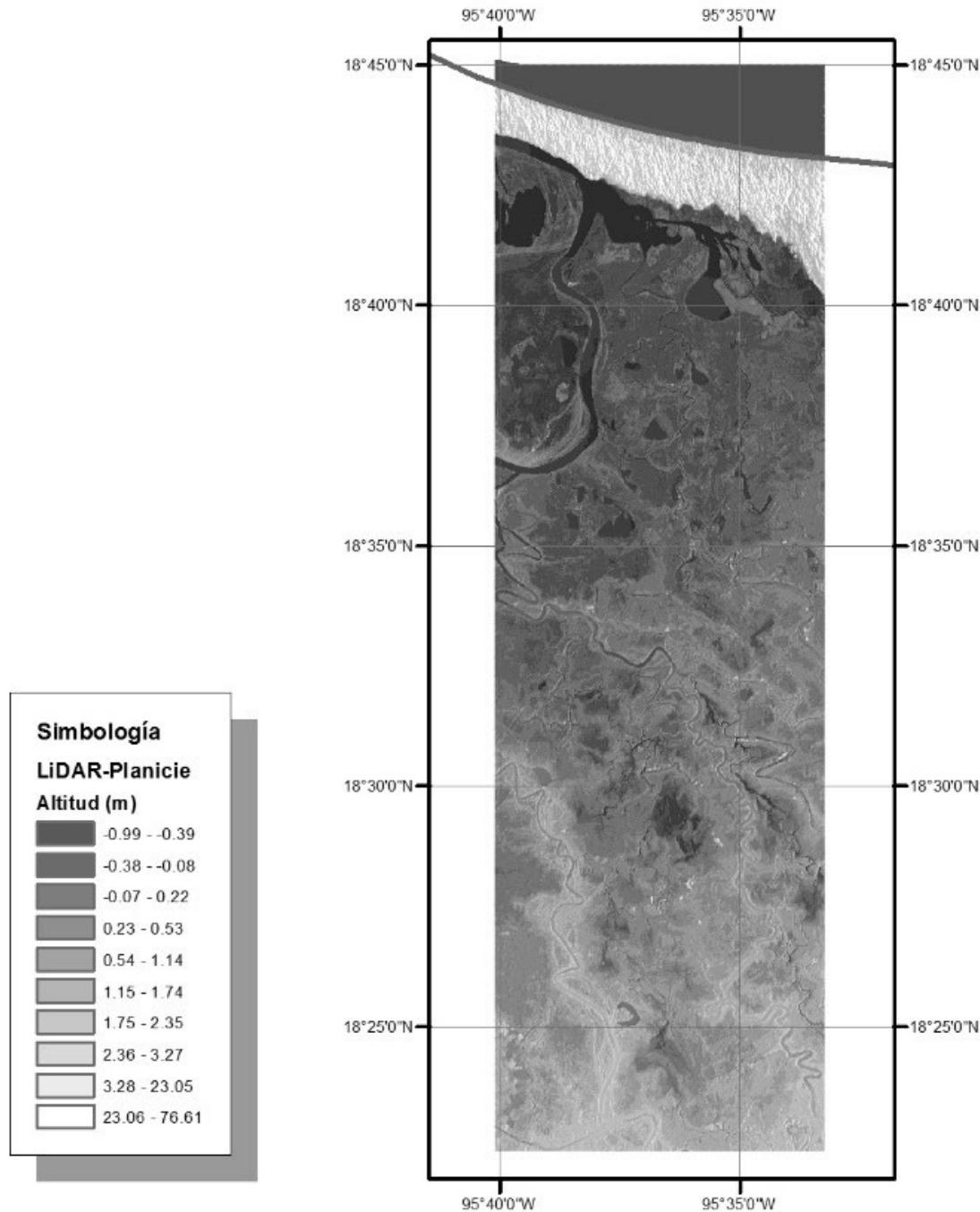


Figure 4. LiDAR's Digital Elevation Model for the floodplain.

Once the domains for each region were defined based on LiDAR-DEM, the corresponding SRTM-DEM were extracted from the original CGIAR data. The evaluation consisted simply on the comparison between SRTM and LiDAR, which was used as benchmark. Thus, errors were calculated using the following equation:

$$\text{Error} = Z_{SRTM} - Z_{LiDAR} \quad (1)$$

where:

Z_{SRTM} = elevation in SRTM

Z_{LiDAR} = elevation in LiDAR

Therefore, if the errors are positive, SRTM is overestimating elevation, but if the errors are negative, SRTM is underestimating elevation. However, in order to compare both datasets, the pixels must be consistent, *i.e.* they should have the same grid framework. To achieve consistent grids, LiDAR (5 m pixel size) was upscaled to reach SRTM's pixel-size (90 m pixel size). The procedure is the following: 1) LiDAR was projected from UTM (Zone 15, Datum WGS84) to geographic coordinates to match SRTM's projection, and 2) the resulting grid was aggregated to a 90 m pixel-size, using SRTM's grid as a template for the resulting calculation. This aggregation procedure ensures that all LiDAR pixels falling inside each SRTM's pixel, are averaged and assigned to a grid with the same SRTM's grid framework so a straightforward comparison between pixels from both DEMs is feasible.

Finally, since several papers have pointed out that errors in DEMs from remote sensors may be associated with aspect, slope and elevation (Bater & Coops, 2009; Goulden, Hopkinson, Jamieson, & Sterling, 2016; Uribe-Alcantara *et al.*, 2018); these topographic features were calculated, and plotted along with errors, using three-dimensional histograms to explore the relationship between topographic features and errors. Also, as mentioned earlier, there is an evaluation of the CEM 3.0 by Uribe-Alcantara *et al.* (2018), where the authors identified large errors in the same floodplain. Thus, a comparison between the CEM 3.0 and SRTM was feasible, and considered pertinent to evaluate if SRTM presents the same problems than the CEM 3.0, and also to confirm the occurrence of an artificial modification of the elevation values.

Results

Once both DEMs shared the same grid framework, we proceeded to analyze differences between elevations. Figure 5 shows scattergrams of LiDAR *versus* SRTM elevations, as well as the best polynomial fit for each region. Table 1 shows polynomial fit coefficients and norm of residuals. The hilly and transitional regions show very close linear relationships between both DEMs (slopes are very close to one). Both regions also share a similar constant (*i.e.* intercept). Both the linear relationship and the constant intercept suggest a simple linear systematic calibration could conveniently improve SRTM in these regions. On the other hand, the transitional region shows a stronger norm of residuals than the hilly region, which suggests errors are relatively larger. The floodplain shows

a different pattern. Errors resemble a parabolic behavior with a much larger relative standard deviation. The best fit for this region was achieved with a cubic regression. The norm of residuals are much lower than in the other two regions because the range of elevations is much smaller.

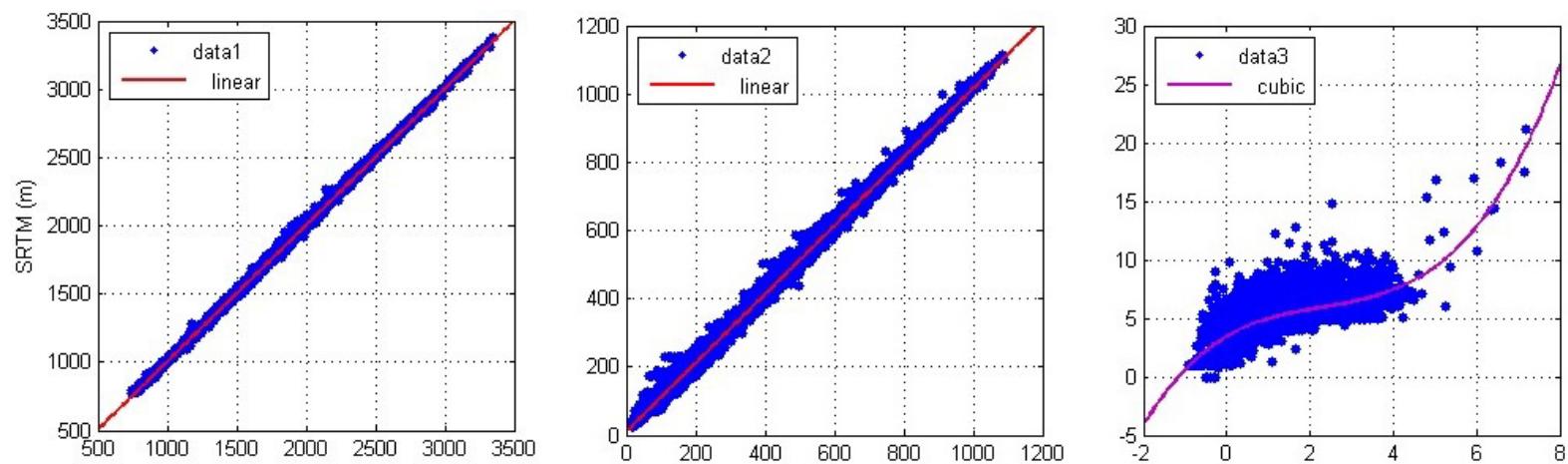


Figure 5. Scattergrams of LiDAR (horizontal axis) versus SRTM elevations (vertical axis) for each one of the regions: Hilly region (left), transitional region (center), and floodplain (right).

Table 1. Polynomial fit coefficients and norm of residuals for each region. For the floodplain, two fits were calculated (linear and cubic).

Region	Polynomial coefficients				Norm of residuals	Normalized norm of residuals
	X^3	X^2	X^1	X^0		
Hilly			0.9991	12.8650	1056.00	0.3985
Transitional			1.0055	13.2520	1372.00	1.2472
Floodplain			1.0789	3.6555	86.24	4.1067
Floodplain	0.0931	-0.6423	2.0765	3.4898	82.32	

However, the norms of residuals need to be normalized to allow for comparisons between errors in these three regions with very different ranges of values. Table 1 shows normalized norms of residuals by elevation range. Thus, we can conclude that the floodplain shows the strongest normalized errors, perhaps because elevations at these coastal regions are close to the error associated with remote sensors. The region with the second largest errors is the transitional; and the third largest errors correspond to the hilly region.

Table 2 shows the Mean Absolute Error (MAE), the Root Mean Square Error (RMSE), and Pearson Correlation Coefficient (PCC) for each region. The largest errors are associated with the transitional region; the second largest, with the hilly region; and the lowest, with the floodplain. However, if we take into account the elevation range, the normalized highest errors are once again associated with the floodplain.

Table 2. Mean Absolute Errors (MAE), Root Mean Square Errors (RMSE), and Pearson Correlation Coefficient (PCC) for each of the three regions.

Region	MAE (m)	RMSE (m)	PCC
Hilly	14.15	17.71	0.9996
Transition	15.53	19.24	0.9987
Floodplain	3.74	3.93	0.6857

As discussed earlier, studies suggest errors in aerial and satellite DEMs are associated with slope, water bodies, or even the angle between the remote sensor and the surface. In order to explore the spatial

distribution of errors, maps are calculated for each region. Figure 6 shows errors for the hilly region. The largest positive errors are associated with the stream network, but there is no other obvious spatial pattern. The error distribution seems symmetrical, with the largest negative error at -118 m, and the largest positive error at 132 m. Figure 7 shows errors in the transitional region. In this case, errors seem to be clearly associated with terrain aspect. Slopes facing east have negative errors, while the largest positive errors seem associated with slopes facing west. In this case, water bodies show positive errors (*i.e.* Miguel de la Madrid Dam). Finally, Figure 8 shows errors in the floodplain, as well as in the water bodies reported by INEGI (scale 1:50 000). The figure also shows two cross-sections, one for errors (top plot), and a second one for elevation (bottom plot). These sections correspond to the same sections reported by Uribe-Alcantara *et al.* (2018), where the CEM 3.0 displayed the largest errors (*i.e.* hundreds of meters; top plot), and also artificial terraces associated with decimal truncation in the CEM 3.0 were evident (bottom plot). SRTM does not show the same problems than CEM 3.0. Quite the opposite, the errors have reasonable magnitudes (below 6 m), and they remain around 3 m most of the time. On the other hand, elevation shows gradual changes, not artificial terraces, like CEM 3.0. The errors also show a patchy pattern across the whole region. This is probably associated with SRTM's scanning paths. In this case, the largest water bodies show negative errors.

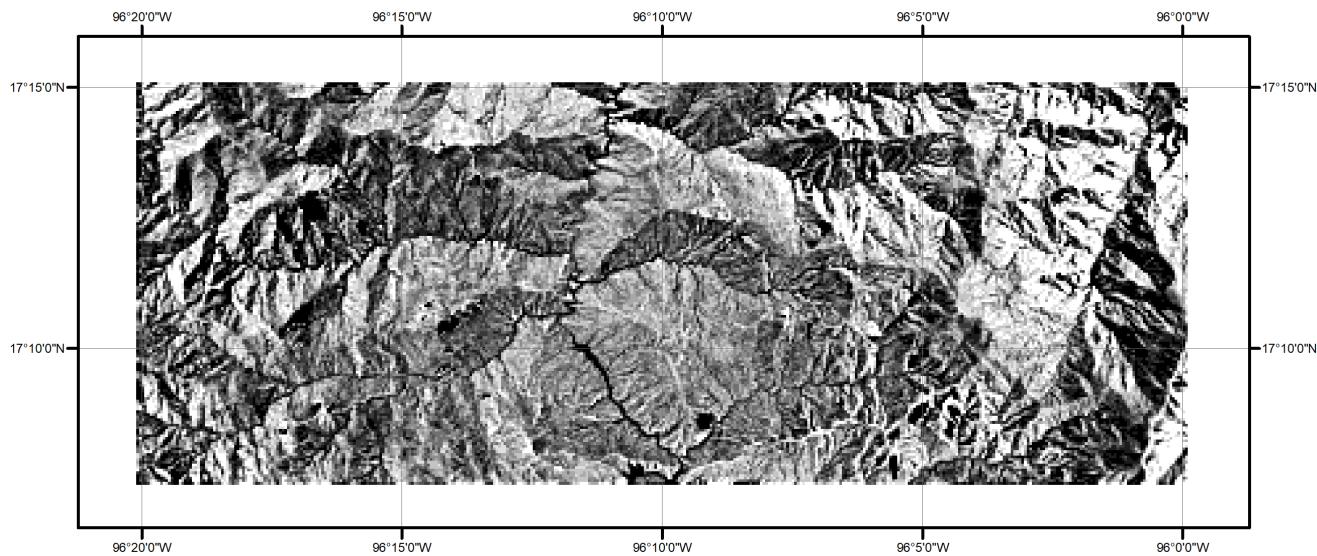
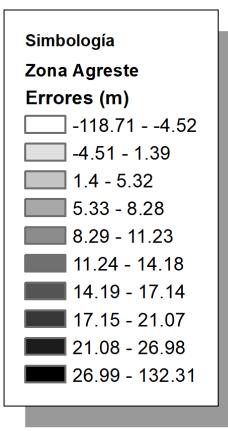


Figure 6. Map of errors for the hilly region, classified in ten quantiles.



Figure 7. Map of errors for the transitional region, classified in ten quantiles.

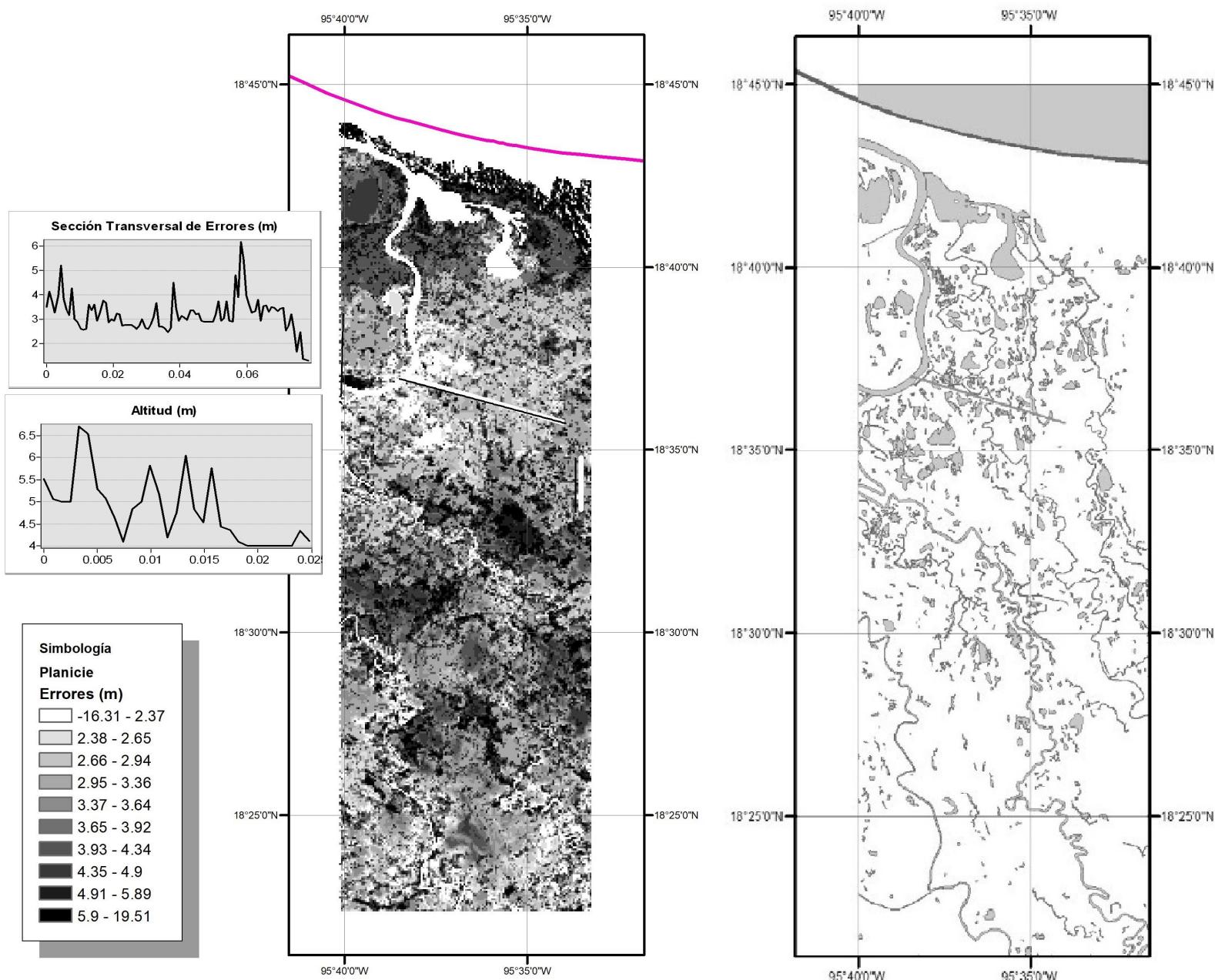


Figure 8. Map of water bodies (right side); errors for the floodplain(left), classified in ten quantiles, and cross-sections of errors (upper plot) and elevations (lower plot) for regions with high and low errors, correspondingly, in the CEM.

Finally, Figure 9 shows three-dimensional errors as function of elevation, aspect and slope for each region. Unlike, errors in CEM 3.0, the only scattergram that shows a clear relationship is the one associated with aspect in the hilly region. In this case, the histogram has a parabolic behavior. The maximum overestimations (~ 10 m) are observed around 180° , while the largest underestimations (~ -20 m) are observed at 0° and 360° . This behavior was also observed in the CEM 3.0. Errors in remote sensors can be associated with the angle between the sensor and the surface (Bater & Coops, 2009; Goulden *et al.*, 2016). We can infer that LiDAR is susceptible to this error because the same pattern was apparent during the evaluation of CEM 3.0, which is not derived from any remote sensing technique. However, we cannot know to what degree the pattern in the current comparison is also associated to SRTM, because both remote-sensing errors (in LiDAR and SRTM) would be intertwined.

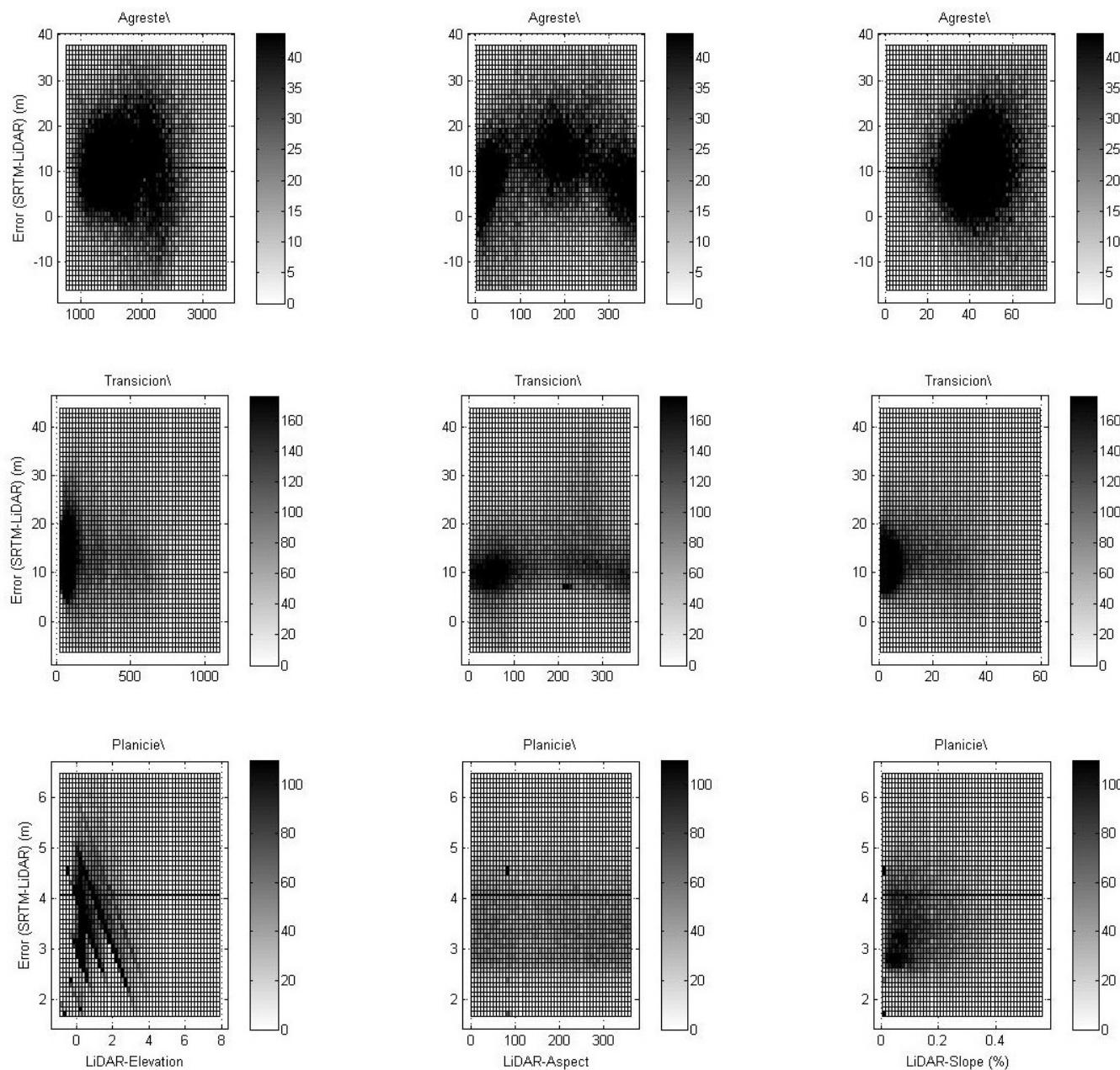


Figure 9. Tri-dimensional histograms of errors *versus* elevation, aspect and slope, from left to right, correspondingly, and for each region: hilly, transition, and floodplain, from top to bottom, correspondingly. The gray scale corresponds to the frequency.

On the other hand, scattergrams for the transitional region show a systematic error, independent of topographic factors. For example, the scattergram of aspect *versus* errors shows a clear horizontal line with the most prevalent errors around 10 m. This is also observed in the other regions although not as clearly. The scattergrams of elevations, for example also show a predominant error around 10 m. Again, these results suggest SRTM may benefit from a simple linear regression calibration.

Conclusions

The evaluation of SRTM DEMs at three representative regions of elevation, using LiDAR as a benchmark shows that both, the hilly and transitional regions have very similar elevation values in LiDAR and SRTM. In fact, the linear regressions have slopes close to one, and intercepts relatively close to zero. The most evident difference between both regions is that errors are relatively larger in the transitional region. The floodplain, on the other hand, does not show a linear relationship between elevations. The scattergram shows a parabolic shape for most of the data. In fact, the best polynomial fit for this behavior was a third degree polynomial. When taking into consideration the range of values, the floodplain is the region with the highest relative errors.

Error maps show that the most important factors for error distribution are water bodies and aspect. In general, errors in water bodies tend to be negative, *i.e.* underestimation. On the other hand, in

the transitional region, negative errors are mostly found on slopes facing east, while positive errors are mostly found on slopes facing west. Cross-sections of elevations and errors show that, unlike CEM 3.0 (the official DEM for Mexico published by INEGI), SRTM does not show extreme errors (at hundreds of meters where actual elevations are below 8 m) around water bodies nor artificial terraces due to decimal truncation.

Three-dimensional histograms of errors *versus* topographic features (elevation, aspect and slope) show that errors seem both symmetrical around a constant value in most of the cases, which suggest SRTM could benefit from a simple calibration. The only exception is the histogram of errors *versus* aspect in the hilly region, where we can observe that overestimations are mostly positive, with the only exception being slopes facing north, where we can observe mostly underestimations.

As mentioned earlier, we consider this evaluation a preliminary step for either a simple calibration or the creation of a multi-source DEMs in Mexico. Currently, most DEMs available in Mexico have both advantages and disadvantages. For example, LiDAR has a patchy coverage; CEM has extreme errors in floodplains; and SRTM has a low resolution. Thus, a possible solution could be the creation of multi-source DEMs, which take advantage of all the strengths to mitigate individual weaknesses. However, formal evaluations of DEMs available in Mexico are a necessary preliminary step before creating multi-source DEMs. We expect evaluations like this will be able to provide some guidance during the creation of multi-source DEMs in the near future.

Acknowledgements

We wish to acknowledge the support of the projects: 1) "Mapa de inundación para el Municipio de Tula, Hidalgo", and 2) "Caracterización de intrusiones magmáticas recientes en la Sierra de Pachuca", for the development of this paper. We would also like to thank reviewers and editors for their valuable contribution to the improvement of this article.

References

- Baghdadi, N., Cavelier, S., Chiles, J. P., Bourgine, B., Toutin, T., King, C., Daniels, P., Perrin, J., & Truffert, C. (2005). Merging of airborne elevation data and Radarsat data to develop a Digital Elevation Model. *International Journal of Remote Sensing*, 26(1), 141-166. DOI: 10.1080/01431160410001709020
- Bater, C. W., & Coops, N. C. (2009). Evaluating error associated with lidar-derived DEM interpolation. *Computers & Geosciences*, 35(2), 289-300. DOI: 10.1016/j.cageo.2008.09.001
- Gesch, D., & Wilson, R. (2001). Development of a seamless multisource topographic/bathymetric elevation model of Tampa Bay. *Marine Technology Society Journal*, 35(4), 58-64. DOI: 10.4031/002533201788058062
- Goulden, T., Hopkinson, C., Jamieson, R., & Sterling, S. (2016). Sensitivity of DEM, slope, aspect and watershed attributes to LiDAR measurement uncertainty. *Remote Sensing of Environment*, 179 (Suppl. C), 23-35. DOI: 10.1016/j.rse.2016.03.005

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Modelo digital de elevación de alta resolución LiDAR, Tipo terreno con resolución de 5 m.* Recovered from <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/presentacion.aspx>

Jarvis, A. G. E., Reuter, H. I., & Nelson, A. D. (2008). *Hole-filled SRTM for the globe: Version 4: Data grid.* Recovered from <http://srtm.csi.cgiar.org/>

Uribe-Alcantara, E. M., Escamilla-Casas, J. C., & Cruz-Chavez, E. (2018). Evaluación del modelo de elevación digital oficial mexicano (continuo de elevación mexicano, CEM 3.0) de INEGI. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(6), 153-172. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-06-07

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-06

Artículos

Gestión del agua, perspectiva desde la vulnerabilidad socioambiental: área periurbana Acapulco Guerrero México

Water management, perspective from socio-environmental vulnerability: peri-urban area Acapulco Guerrero México

Branly Olivier Salomé¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0021-1767>

Jacqueline Zeferino Torres², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5312-470X>

Silberio García Sanchez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3641-3267>

Alejandro Juárez Agis⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8839-112X>

Mayra Rivas Gonzalez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2115-8152>

¹Universidad Autónoma de Guerrero, Guerrero, México,
branlyos@gmail.com

²Universidad Autónoma de Guerrero, Guerrero, México,
jackyetzt@gmail.com



³Universidad Autónoma de Guerrero, Guerrero, México,
silberio_garcia134@hotmail.com

⁴Universidad Autónoma de Guerrero, Guerrero, México, 13457@uagro.mx

⁵Universidad Autónoma de Guerrero, Guerrero, México,
mrivasg@live.com.mx

Autor para correspondencia: Silberio García-Sánchez,
silberio_garcia134@hotmail.com

Resumen

La gestión del agua en el valle de la Sabana y sus cuencas aledañas en el área periurbana de la ciudad de Acapulco se ha realizado sin considerar las condiciones socioambientales que subyacen entre la pobreza, la marginación y su interacción con los recursos naturales, por lo que continúan persistiendo la construcción de riesgos por déficit en los servicios de agua potable y su saneamiento en un contexto de vulnerabilidad socioambiental de sus habitantes. El objetivo fue determinar los factores preponderantes que inciden en la vulnerabilidad socioambiental ante la falta de servicios de agua potable y saneamiento en la microcuenca Arroyo Las Cruces. Se aplicó el enfoque sistémico y de cuenca, así como la técnica multivariante análisis de correspondencias múltiples (ACM). Con base en el análisis relacional de los resultados del ACM, los factores que determinan la vulnerabilidad socioambiental son la carencia de servicios públicos, dependencia de la población por recursos



naturales contaminados y baja participación comunitaria para hacer frente a sus problemas comunitarios ante la prevalencia de conflictos. La relación sistémica entre estos factores limita las capacidades socioorganizativas, lo que podría incidir en los procesos participativos para la gestión del agua bajo un esquema local de gobernanza que contribuya en asegurar el abastecimiento de agua y saneamiento en áreas marginales en este espacio periurbano.

Palabras clave: gestión del agua, vulnerabilidad socioambiental, riesgo, áreas periurbanas, marginación y pobreza.

Abstract

The management of water in the Sabana Valle and its surrounding basins in the peri-urban area of the city of Acapulco, has been carried out without considering the socio-environmental conditions that underlie poverty, marginalization and its interaction with natural resources, so that the construction of risks due to deficit in drinking water services and their sanitation in a context of socio-environmental vulnerability of its inhabitants continues to persist. The objective was to determine the prevailing factors that affect socio-environmental vulnerability to the lack of drinking water and sanitation services in the Arroyo Las Cruces Micro-Basin. The systemic and basin approach was applied, as well as the multivariate technique Multiple Correspondence Analysis (MCA). Based on the relational analysis of the MCA results, the factors that determine socio-environmental vulnerability are the lack of public services, the population's dependence on contaminated natural resources, and low



community participation in addressing community problems in the face of the prevalence of conflicts. The systemic relationship between these factors limits socio-organizational capacities, which could affect participatory processes in water management under a local governance scheme to ensure water supply and sanitation in marginal areas in this peri-urban space.

Keywords: Water management, socio-environmental vulnerability, risk, peri-urban areas, marginalization and poverty.

Recibido: 03/08/2022

Aceptado: 20/01/2023

Publicado Online: 07/02/2023

Introducción

Ulrich Beck, en su obra “La sociedad del riesgo” (Beck, 1998a), establece cómo en la modernidad avanzada la producción social de riqueza va acompañada sistemáticamente por la producción social de riesgos. Para Beck (1998a), el proceso de modernización se vuelve reflexivo, se toma a sí mismo como tema y problema en donde los riesgos ya no son producto del destino sino de la toma de decisiones y de un amplio abanico de opciones en los que están de por medio ciencia, política, industria, mercados y capital (Beck, 1998b).



Según Beck (2006), el riesgo ambiental es tanto una consecuencia del proceso civilizatorio denominado modernidad, como una categoría teórica que puede conjugar una serie de elementos relacionados con la degradación y los cambios en el ambiente (Alfie & Castillo, 2016). Uno de estos elementos es la vulnerabilidad, entendida según Wilches-Chaux (1993) como la articulación de diferentes manifestaciones políticas, económicas, sociales y ecológicas que convergen en una comunidad particular y que conforman un sistema dinámico.

Cabe señalar que en el concepto de Wilches-Chaux (1993), al que denominó vulnerabilidad global, reconoce cómo las condiciones estructurales, aspectos normativos y culturales, entre otros, entran en juego en las comunidades al momento de adaptarse a un cambio determinado (Cabral & Zulaica, 2015).

Así, la resiliencia o la incapacidad de las sociedades para hacer frente a las amenazadas asociadas con el deterioro ambiental se relaciona con la vulnerabilidad, la cual tiende a incidir en magnificar los daños que produce la ocurrencia efectiva del riesgo, particularmente en el deterioro de la calidad de vida de las personas en el mediano o largo plazo.

Para Cabral y Zulaica (2015) es posible hacer referencia a condiciones de vulnerabilidad socioambiental debido a que los factores que la determinan se les pueden considerar de tipo internos (sociales, culturales y económicos), así como externos (definidos por las condiciones del ambiente).

Buch y Turcios (2003); Ávila (2008); Beraud, Covantes, Beraud y Piotr (2009), y Zulaica y Ferraro (2010) han determinado la vulnerabilidad

socioambiental de acuerdo con las características intrínsecas de la población y su entorno próximo para enfrentar las dificultades o riesgos. Dichas características comprenden un conjunto de factores (relativos a salud, accesibilidad, pobreza, educativos, habitacionales, económicos y ambientales, entre otros).

En tanto, para Lavell (2000), la vulnerabilidad es un concepto socialmente construido, que surge como resultado de los procesos sociales asociados con las modalidades y los problemas no resueltos del desarrollo. En el contexto urbano, las vulnerabilidades devienen de las condiciones desfavorables generadas por la concentración, densidad y centralización; la complejidad e interconectividad de la ciudad; la degradación ambiental, de la estructura jerárquica, política e institucional que rige la ciudad, al igual que por la informalización propia de urbes que se han alimentado de migraciones rurales (Rodríguez & Quintero, 2011).

Tal es el caso de los asentamientos humanos ubicados en la microcuenca Arroyo Las Cruces (MCALC), cuyo origen ha sido la conformación del área conurbada y de zonas marginales al noreste de la ciudad y puerto de Acapulco, en un contexto de ausencia de políticas para regular los asentamientos humanos y de ordenamiento territorial ante el crecimiento poblacional que inició en la década de 1940, impulsado por un modelo de polos de desarrollo o concéntrico en la actividad turística (Carrascal & Pérez, 1998; Bringas, 1999; Garza, 2009).

Estos asentamientos marginales se caracterizan por ubicarse en zonas de riesgo e inadecuadas para la urbanización, sin embargo, con el paso del tiempo se han convertido en colonias importantes por la densidad

demográfica que concentran en la periferia de la ciudad y puerto de Acapulco. Las condiciones de vida de la población asentada son de alto a muy alto grado de marginación de acuerdo con el índice de marginación 2020 del Consejo Nacional de Población (Conapo, 2020) en sus componentes: acceso a educación; ingreso económico suficiente; salud; vivienda digna e infraestructura urbana para el acceso a agua potable, alcantarillado y demás servicios urbanos.

Debido a la dinámica sociodemográfica y de transformación del territorio anteriormente descrita, la gestión urbana del municipio de Acapulco en todos sus aspectos, incluyendo la gestión del agua en la zona conurbana, así como la de sus cuencas aledañas ha sido insuficiente y sin tomar en cuenta los factores socioambientales que subyacen entre la pobreza, la marginación y su interacción con los recursos naturales, por lo que las consecuencias de los problemas de depuración de aguas residuales y acceso a otros servicios públicos no solo contribuyen con la contaminación de las cuencas hidrográficas y cuerpos de agua receptores de los sistemas hidrológicos: Anfiteatro-Bahía de Acapulco y río La Sabana-Laguna de Tres Palos-Laguna Negra de puerto Marqués (IMTA, 1998; Dimas, 2006; De-la-Lanza, Alcocer, Moreno, & Hernández, 2008; Olivier, Lungo, Sierra, & Pérez, 2011; Leal, García, & Gelover, 2000; Sampedro, Juárez, & Rosas, 2014; Pineda *et al.*, 2018), sino que también inciden en la construcción de riesgos socioambientales y en el deterioro de la calidad de vida de sus habitantes.

Por tal razón, para la gestión de los servicios de agua en la periferia de la zona conurbada de la ciudad y puerto de Acapulco en la MCALC no es suficiente abordar su intervención desde un enfoque sectorial, cuyo

único criterio sea la de proporcionar infraestructura sanitaria y de acceso al agua potable de acuerdo con el crecimiento de la demanda. Considerar la posible viabilidad de una cogestión de medios alternativos de abastecimiento y depuración de aguas bajo un esquema local de gobernanza en aquellas áreas donde no es posible cubrir dichos servicios por diversas razones técnicas (topografía, por ejemplo) podría ser una solución complementaria para analizar la falta de acceso a los servicios de agua potable y saneamiento, y la problemática socioambiental asociada.

Una propuesta de gestión alternativa impulsada desde la academia en espacios consultivos y de concertación como el del Consejo de Cuenca del Río La Sabana-Laguna de Tres Palos bajo un enfoque participativo y un esquema local de gobernanza entre los tres niveles de gobierno y comunidad requerirá de conocimiento sistémico y holístico que permita discernir sobre aquellos factores de vulnerabilidad socioambiental que inciden ya sea limitando o potenciando su viabilidad.

Lo anterior podría constituir un medio para que la población que carece de los servicios de agua potable y alcantarillado en la microcuenca Arroyo Las Cruces asegure su acceso y a su vez pueda hacer frente a las enfermedades de origen hídrico que padecen, las cuales, a su vez, agravan sus condiciones de pobreza y de calidad de vida debido a sus condiciones de vulnerabilidad socioambiental.

El objetivo del presente trabajo fue determinar las condiciones o factores preponderantes que determinan la vulnerabilidad socioambiental ante la falta de servicios de agua potable y saneamiento en un entorno

de pobreza, marginación y contaminación del agua en la MCALC, lo que permite aportar elementos que contribuyan a su gestión integrada, y a la construcción de condiciones que garanticen el derecho humano al agua y al saneamiento de la misma.

Materiales y métodos

El área de estudio se delimitó con base en el enfoque de cuenca al considerar el anidamiento jerárquico (cuenca, subcuenca, microcuenca) propuesto por Cotler y Caire (2009) para abordar actividades de planeación y gestión. Se eligió el nivel de estructuración de microcuenca al tratarse de temas relacionados con la atención a problemas locales (acceso al agua y saneamiento), asociados con la calidad ambiental (contaminación del agua), aprovechamiento e interacción de recursos naturales, participación activa de la población, y calidad de vida de los habitantes.

En tanto la elección de la MCALC como parte de la estructura hidrográfica de la subcuenca río La Sabana se realizó de acuerdo con la identificación realizada por Olivier (2019), como área crítica de contaminación del agua por déficit en los servicios hidrosanitarios a través de indicadores socioambientales.

La MCALC forma parte del sistema hidrológico río La Sabana-Laguna de Tres Palos en la Región Hidrológica RH-19 de la Costa Grande del estado de Guerrero. Se localiza al noroeste de la bahía de Acapulco y está

delimitada por las coordenadas 1869721.04 mN y 1866737.57 mN, y entre 405157.64 mE y 412807.79 mE (Figura 1).

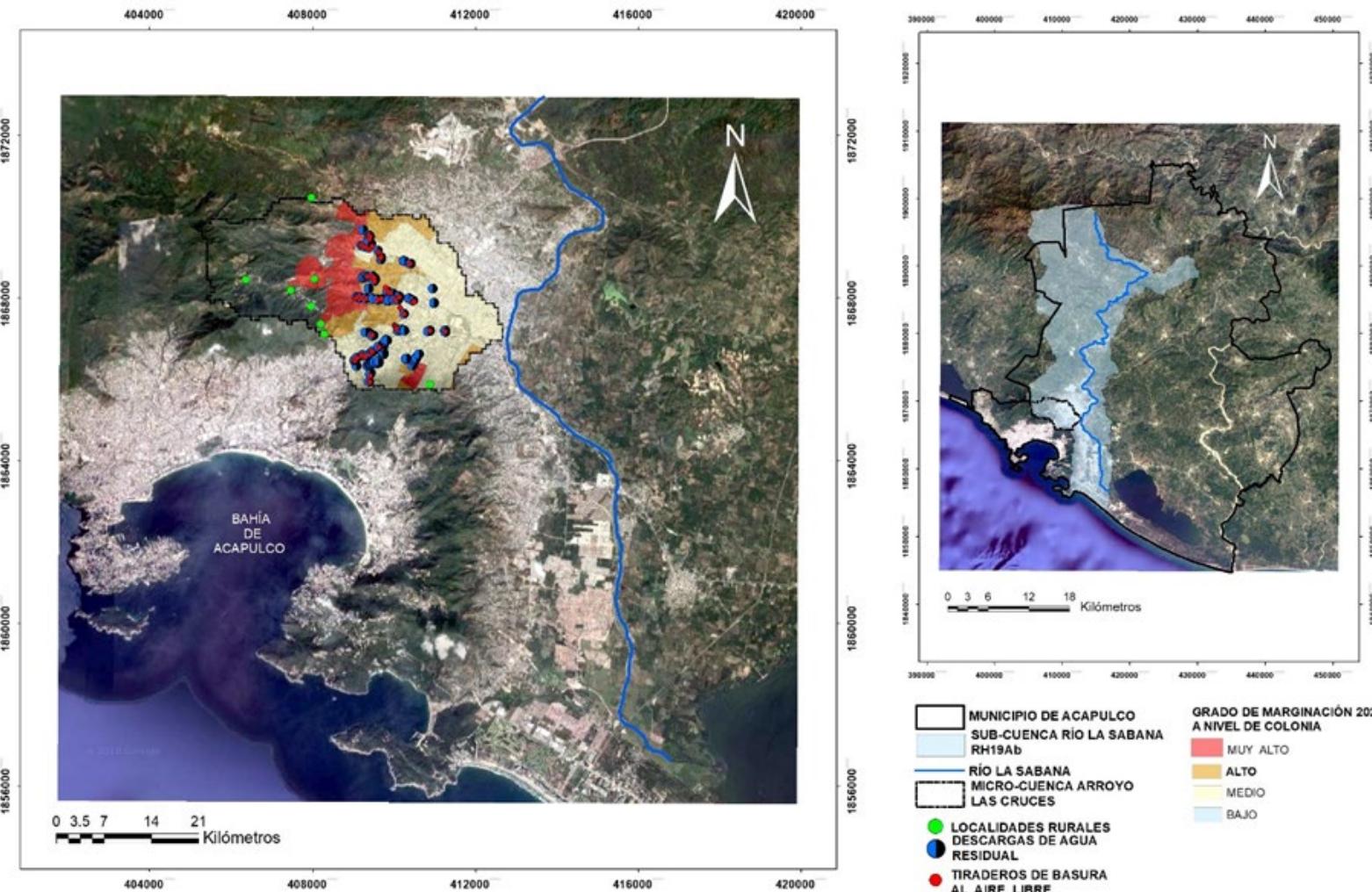


Figura 1. Micro-cuenca Arroyo Las Cruces. Fuente: elaboración propia con cartografía de INEGI-SIATL 3.1 (INEGI, 2022) y datos de Conagua, CAPASEG y Capama (2010).

La MCALC tiene una superficie de 25.71 km², el 45% está ocupada por asentamientos de la zona conurbana de la ciudad de Acapulco, conformada por 70 colonias, dos fraccionamientos y cinco unidades habitacionales; entre los más importantes por la población que concentran se encuentran los siguientes: nueve áreas geoestadísticas básicas (AGEB) del asentamiento Ciudad Renacimiento; 20 AGEB de la Colonia Emiliano Zapata; 10 AGEB del asentamiento La Sabana, y en su totalidad por las colonias Postal, Libertad, Los Libertadores, Vicente Guerrero, 20 de Noviembre, Héroes de Guerrero, Niños Héroes/Miguel Hidalgo, José López Portillo, Sinaí, Las Parotas, La Sabana, Lomas Verdes, Lázaro Cárdenas/Miguel Hidalgo, Los Lirios, Coral y Las Cruces. El 10.5% de su territorio corresponde a asentamientos denominados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) como rurales, tales como la Colonia Ampliación Los Lirios Parte Alta, Colonia Coheteros, Colonia Villa Guerrero, Colonia Praderas de Guadalupe, Colonia Loma Larga (El Basurero), Colonia Nueva Luz, La Granja Chivería y Carabalí (Figura 1). El resto de la superficie presenta usos de suelo de tipo agrícola pecuaria forestal en un 9%, selva baja caducifolia en 21.24%, selva perennifolia en 5.36%, bosque de encino en 5.17% y selva baja subcaducifolia en un 3% (SIATL 3.1) (INEGI, 2022).

Para obtener la información de los factores relacionados con la vulnerabilidad socioambiental en la MCALC se aplicó una encuesta mediante un muestreo aleatorio simple a una muestra de 226 habitantes, la cual se determinó en una población de 133 345 habitantes de la MCALC de acuerdo con la expresión:



$$n = \frac{NxZ_a^2xpxq}{d^2x(N-1) + Z_a^2xpxq}$$

n = tamaño muestral

N = tamaño de la población

Z = nivel de confianza

p = probabilidad de éxito o proporción esperada

q = probabilidad de fracaso

d = precisión (error máximo admisible en términos de proporción)

El marco de muestreo se conformó con base en el número de casas-habitación contenidas a nivel de áreas geo-estadísticas básicas (AGEB) del INEGI (2020), con grados de marginación medio, alto y muy alto de acuerdo con el índice de marginación del Consejo Nacional de Población (Conapo, 2020). De cada AGEB se eligieron las viviendas para la aplicación de la encuesta a uno de sus miembros de manera aleatoria, y proporcional al número de viviendas contenidas y al tamaño muestral.

La encuesta se estructuró con 43 ítems (con características intrínsecas a la población de la MCALC). Se consideró demografía; economía; condiciones de vida (acceso a salud, educación, vivienda digna, hacinamiento, servicios básicos como agua potable, drenaje, salud y educación); política (organización comunitaria y gobernanza), y cultura (actividades culturales, religiosas y tradiciones). De las condiciones externas se analizó la problemática del recurso agua y el uso de recursos, como el suelo y de tipo maderable.



La información recopilada se condensó en una matriz de datos, representando el espacio relacional de factores intrínsecos y extrínsecos de la población asociados con la vulnerabilidad socioambiental. Mediante la técnica multivariante escalamiento multidimensional o escalamiento óptimo —también llamado análisis de correspondencias múltiples (ACM)—, en el *software SPSS STATISTICS 25* se redujo el espacio relacional en nuevas variables resumen denominadas factores (ejes) que evidencian las diferencias entre las variables de análisis de acuerdo con las combinaciones de las características que presentan.

Como resultado se obtuvieron diagramas o gráficos en un espacio construido por el cruce de dos ejes, que constituyen factores, los cuales resumen las relaciones entre las variables extraídas por el ACM mediante las proximidades existentes entre las categorías de las respuestas obtenidas, por lo que se transformaron las semejanzas con base en su relación entre categorías en distancias para ser representadas en un espacio multidimensional. Es decir, si dos o más categorías mostraron interrelación se ubicaron en un gráfico de modo que la distancia entre ellas es más pequeña que la distancia que pueda haber entre cualquier otro par o más categorías.

Así, la relación entre las categorías de las variables representadas en el espacio geométrico permitió describir y analizar las estructuras o patrones de interrelación subyacente entre los factores internos y externos de la población, que inciden de forma preponderante en la vulnerabilidad socioambiental con base en su contenido de inercia o varianza en el ACM.

Resultados

Factores intrínsecos relacionados con la vulnerabilidad socioambiental en la microcuenca Arroyo Las Cruces

Condiciones socioeconómicas

La población asentada en la MCALC es de 133 345 habitantes de acuerdo con datos del Censo de Población y Vivienda realizado por el INEGI en el año 2020 de la cual el 1.65% corresponde al medio rural y 98.35% al medio urbano.

Las fuentes de empleo que contribuyen a la economía familiar por parte de los habitantes encuestados en la MCALC se muestran en la Tabla 1.



Tabla 1. Ocupación o fuentes de ingreso de la población encuestada en la microcuenca Arroyo Las Cruces.

Ocupación o fuentes de ingresos	Porcentaje
Empleado en servicios turísticos	38
Comerciante	21
Albañil	17
Transportista	3.65
Mecánico	3
Profesionista	3
Cargador	1
Alfarero	0.65
Carpintero	0.59
Ganadero	0.56
Agricultor	0.45
Otros	11
Total	100

En cuanto al ingreso mensual familiar, la percepción económica oscila de menos de 3 000 pesos a más de 6 500 pesos al mes (Tabla 2). A su vez, el 52% de las personas encuestadas mencionó que tales ingresos sí alcanzan para la alimentación y el 48% que no es suficiente.



Tabla 2. Percepción económica mensual de la población encuestada en la microcuenca Arroyo Las Cruces.

¿Cuál es el ingreso mensual familiar aproximado? (\$MX)	Porcentaje (%)
Menos de 3 000	45
De 3 001 a 4 500	39
DE 4 501 a 6 500	13
Más de 6 500	2
Total	100

Condiciones de vida y salud

El número de viviendas está conformado por 34 894 viviendas de acuerdo con el Censo General de Población y Vivienda realizado por INEGI en el año 2020.

El número de habitantes que ocupan cada vivienda con mayor frecuencia es de 3 a 4 habitantes. En tanto, el 36.885% de la población encuestada vive con cierto nivel de hacinamiento (Tabla 3).



Tabla 3. Número de habitantes por vivienda de la población encuestada en la microcuenca Arroyo Las Cruces.

¿Cuantas personas viven en esta casa?	Porcentaje (%)
De 1 a 2 habitantes	24
De 3 a 4 habitantes	38
De 5 a 6 habitantes	22
De 7 a 8 habitantes	8
De 9 a 10 habitantes	5
De 11 a 12 habitantes	1
De 13 a 14 habitantes	0.885
Total	100

En cuanto a las condiciones de las viviendas de las personas encuestadas, el 84% es de cemento y ladrillo; 7% de lámina; 5% de madera, y el 4% de adobe. El 89% del piso de sus viviendas es de cemento y el 11% es de tierra.

En la Figura 2 se muestran los servicios públicos, como el abastecimiento de agua para uso y consumo humano en la MCAC. De la población cuya fuente de abastecimiento es la red pública, el 32% manifestó que el tandeo que realiza la paramunicipal para abastecer de agua potable normalmente lo hace con una frecuencia mayor a un mes; el 31% indicó que cada semana; el 13%, cada tercer día, y el 24% cuenta con el suministro todos los días.

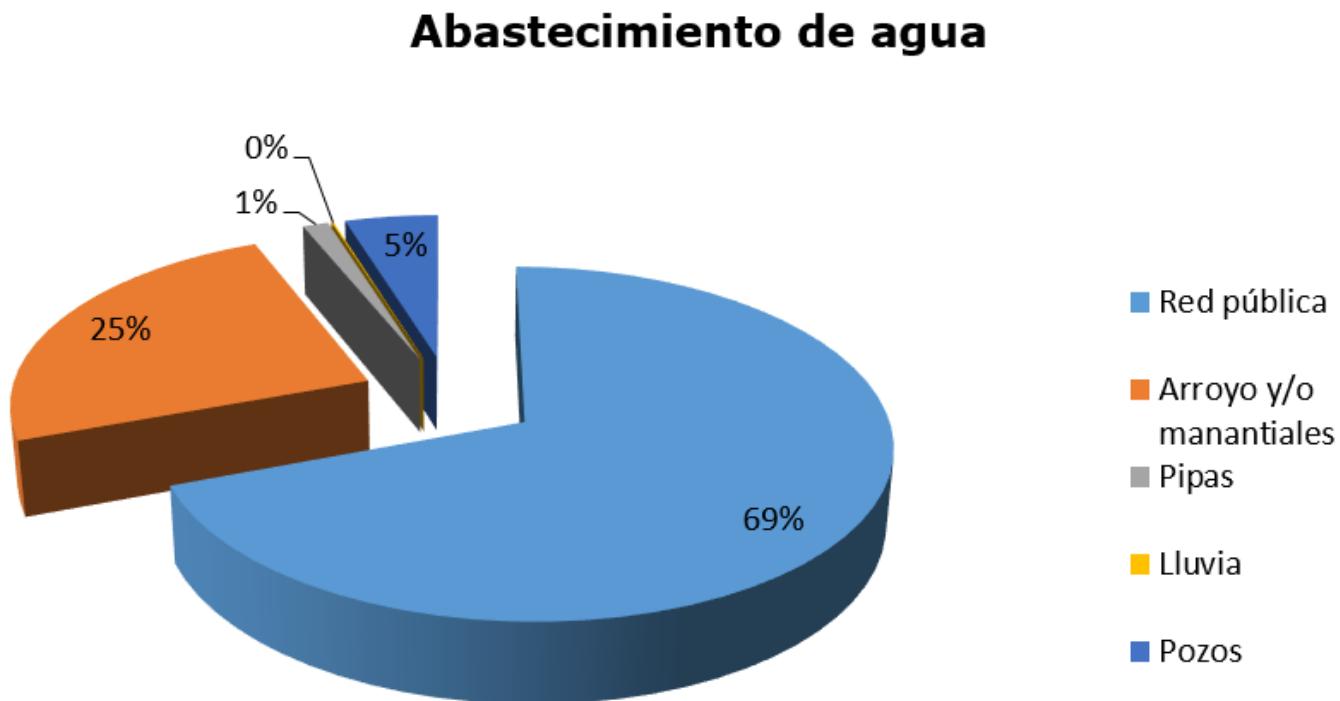


Figura 2. Fuentes de abastecimiento para uso y consumo humano de la población de la microcuenca Arroyo Las Cruces.

El destino de las aguas residuales se observa en la Figura 3.

Destino de aguas residuales

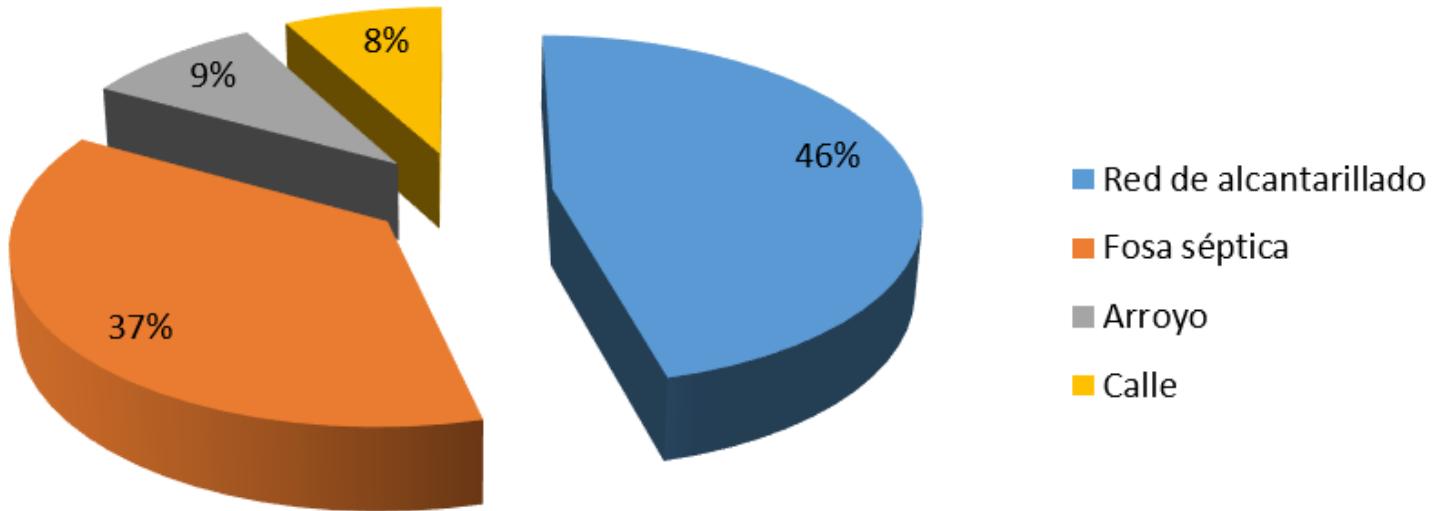


Figura 3. Destino de las aguas residuales generadas por casas-habitación en la microcuenca Arroyo Las Cruces.

Por otro lado, el depósito temporal y/o destino final de la basura por parte de la población encuestada en la MCALC se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Depósito y destino de la basura generada por los habitantes encuestados de la microcuenca Arroyo Las Cruces.

¿Dónde deposita la basura?	Porcentaje (%)
Contenedor público	5
Carretón de basura	70
Terreno baldío	1.4
Arroyo	2.25
La quema en el traspatio de su casa	20
En la calle	0.45
Total	100

El nivel de escolaridad de las personas encuestadas es de primaria con el 42%; secundaria, con el 26%; preparatoria, con el 19%, y con estudios superiores el 7%.

En cuanto a servicios de salud en su comunidad, el 87% de los encuestados identifica a los servicios de salud público como los centros de salud de la Secretaría de Salud; el 3%, a los consultorios privados, y el 10% mencionó que en sus inmediaciones no existen instalaciones donde se preste atención medida tanto del sector público como privado.

Simultáneamente, sobre percepción de salud, el 6% de la población encuestada considera que su estado de salud es muy bueno; el 51% buena; el 42% regular, y el 1% considera que es mala.

En cuanto a las enfermedades que padece la población, el 63% manifestó que gripe es la enfermedad que más padece; el 11%,

problemas estomacales; el 11.4%, dengue; el 5%, fiebres; el 3% sufre bronquitis y diarrea.

La percepción sobre la causa de las enfermedades que padece se atribuye sobre todo a la contaminación del aire, a la contaminación del arroyo y a la presencia de basura (Tabla 5).

Tabla 5. Percepción sobre la causa de las enfermedades que padece la población encuestada en la microcuenca Arroyo Las Cruces.

¿Cuáles considera que son las causas de estas enfermedades?	Porcentaje (%)
Falta de higiene	6
Herencia	3
Mala alimentación	5
Contaminación del arroyo	25
Presencia de basura	14
Contaminación del aire	36
Otras causas	11
Total	100

Organización, participación y gestión comunitaria

En cuanto a la organización de la comunidad en comités vecinales, el 25% de las personas encuestadas menciona la existencia de este tipo de organización, mientras el 75% no conoce la existencia de dicha estructura organizacional. Sobre la experiencia de participación en otras formas de



organización de la sociedad civil, el 15% de la población ha tenido experiencia de participación, en tanto que el 85% no cuenta con experiencias de tal naturaleza.

Los pobladores consideraron que el motivo por el cual no participarían en un comité vecinal u otra forma de organización cuyo propósito sea gestionar un beneficio para su hogar y/o comunidad es la falta de tiempo, falta de interés, y por los conflictos existentes o que se generan en la busca de acuerdos entre los actores. En suma, el 84% no participaría en alguna estructura organizacional cuyo propósito sea el bienestar común en la comunidad (Tabla 6).

Tabla 6. Motivos que inhiben la participación en estructuras de organización comunitaria.

¿Por qué motivo no participarías en un comité vecinal u otra forma de organización cuyo propósito sea tramitar un beneficio para tu hogar y/o comunidad?	Porcentaje (%)
Ninguno	16
Por falta de tiempo	44
No me interesa	22
Muchos conflictos	18
Total	100

Sobre la gestión e implementación de obras públicas en las que han participado a nivel comunitario, el 46% de los encuestados tiene una percepción positiva de que sí se han conseguido obras por este medio, en

particular pavimentación de calles y puentes para el cruce de corrientes de agua. Incluso algunas de las personas encuestadas señalan físicamente dichas obras de infraestructura. En tanto, el 54% mencionó que no se han implementado obras públicas a través de este medio de organización.

De los programas sociales y actividades comunitarias que se desarrollan en la MCAC, se encuentran los de protección ante desastres hidrometeorológicos por parte de protección civil y cultura del agua; la difusión de ambos programas es a través de los medios de comunicación masiva, en particular radio y televisión. Para el caso del empleo temporal y descacharrización no especificaron a través de qué programas se han realizado tales actividades. Otros programas y/o actividades señaladas fueron obras de abastecimiento de agua potable, saneamiento y limpieza del arroyo, así como la separación de la basura; estas dos últimas actividades fueron coordinadas por el extinto programa asistencial Progresa. Por último, se tiene el programa de combate del dengue a través de la Secretaría de Salud (Figura 4).

Programas sociales y actividades comunitarias

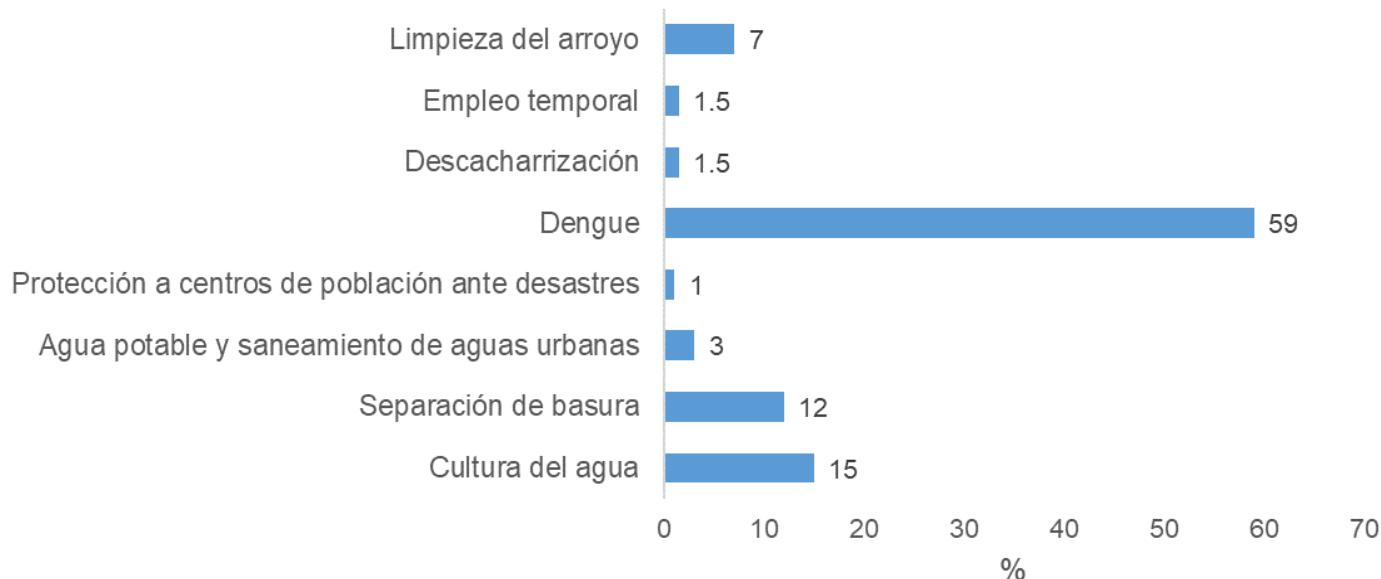


Figura 4. Programas sociales y actividades comunitarias desarrolladas en la microcuenca Arroyo Las Cruces.

De las actividades socioculturales que se desarrollan en las diferentes colonias, el 71% contestó que son de naturaleza religiosa; el 1.5%, deportivas en canchas ubicadas en la colonia; el 16%, actividades de limpieza en las calles y arroyos promovidas por los programas asistenciales y del sector salud; el 1.5%, en actividades de seguridad, y el 10% manifestó que no se realiza ningún tipo de actividad.

Percepción sobre problemas comunitarios

En cuanto a la percepción sobre los problemas de su comunidad y/o colonia, el 19% de las personas encuestadas coincidió en que la seguridad es uno de los principales problemas que se padece; el 18% consideró al alumbrado público; el 23%, el acceso al agua potable, y el 14% indicó la acumulación de basura. En menor importancia, el 2% mencionó el conflicto entre vecinos; el 5%, la pavimentación de calles, y el 4% citó la falta de servicio de alcantarillado.

Factores extrínsecos relacionados con la vulnerabilidad socioambiental en la microcuenca Arroyo Las Cruces

Sobre la apropiación y/o uso de recursos naturales por parte de la población para sus actividades cotidianas, el 43% utiliza el agua del arroyo; el 51%, leña para cocinar sus alimentos; el 1.5%, forraje para animales, y el 4.5% aprovecha el suelo.

Para el caso de la percepción sobre los problemas que enfrentan los nacimientos de agua, arroyos o ríos de su localidad o comunidad, el 48% de los encuestados percibe al aporte de basura como una de las principales causas; el 44% considera que es el aporte de aguas residuales; el 2% considera al desbordamiento de los arroyos y ríos como el problema asociado con estos cuerpos de agua; el 3%, los deslaves de tierra por el arrastre de terrígenos, y el 1% indica que los cauces de los arroyos y ríos constituyen un foco de infección.

Cabe señalar que a pesar de que la mayoría de los pobladores encuestados cuenta con los servicios de recolección de basura y de alcantarillado continúan percibiendo la acumulación de basura y vertimiento de aguas residuales como las principales causas de los problemas que enfrentan los arroyos y manantiales en su localidad. Dicha percepción en el colectivo ciudadano posiblemente se relacione con la eficiencia de tales servicios, como la frecuencia con la que pasa el camión recolector; la existencia de colectores rotos o colapsados por falta de mantenimiento; fosas sépticas azolvadas; aspectos de carácter cultural, y falta de educación ambiental por parte de los pobladores que incurren en malas prácticas para deshacerse de sus desechos sólidos y líquidos.

Factores preponderantes en la vulnerabilidad socioambiental en la microcuenca Arroyo Las Cruces

Los factores preponderantes que inciden en la vulnerabilidad socioambiental de la población asentada en la MCALC se determinó en dos dimensiones, que agruparon las relaciones sistémicas entre las categorías correspondientes a 14 variables extraídas por el modelo de reducción de dimensiones de la técnica multivariante ACM de un total de 43 variables o ítems (Tabla 7 y Tabla 8).

Tabla 7. Resumen del modelo Análisis de correspondencias múltiples en sus valores alfa de Cronbach, autovalores e inercia.

Dimensión	Alfa de Cronbach	Varianza contabilizada		
		Total (autovalor)	Inercia	% de varianza
1	0.834	4.441	0.317	31.720
2	0.761	3.409	0.244	24.353
Total		7.850	0.561	56.073
Media	0.803 ^a	3.925	0.280	28.036

^aLa media de alfa de Cronbach se basa en la media de autovalor.



Tabla 8. Medidas discriminantes de cada variable en las dimensiones 1 y 2.

Variables	Dimensión	
	1	2
De dónde obtiene el agua para el uso doméstico	0.523	0.525
¿Dónde deposita la basura?	0.530	0.310
¿A dónde van las aguas residuales de su vivienda?	0.485	0.210
Existe alguna experiencia de participación en alguna organización de la sociedad civil	0.055	0.007
¿Cuáles serían las acciones prioritarias a realizar para resolver los problemas del medio ambiente de su comunidad y/o localidad?	0.238	0.523
Se ha implementado alguna obra que hayan solicitado como comunidad	0.258	0.022
¿Cuántas personas viven en esta casa?	0.222	0.155
¿Qué recursos naturales de su comunidad utilizan para sus actividades diarias?	0.446	0.005
¿Cuál es la principal fuente del ingreso familiar?	0.304	0.328
¿Por qué motivo no participarías en un comité vecinal u otra forma de organización cuyo propósito sea tramitar un beneficio para su hogar y/o comunidad?	0.282	0.192
Especifique los principales problemas que enfrentan con los nacimientos de agua, arroyos o ríos que se encuentran en su comunidad	0.075	0.329
Enumera en orden de importancia los principales problemas de su comunidad y/o colonia	0.325	0.487
¿Cuáles considera que son las causas de las enfermedades que padece?	0.503	0.206
¿Qué actividades socio-culturales se desarrollan en su comunidad y/o colonia	0.195	0.111

La relación sistémica entre categorías de las 14 variables extraídas por el modelo del ACM explica el 56% de la varianza total relacionada con la vulnerabilidad socioambiental de la población en torno a sus condiciones intrínsecas y extrínsecas en la MCALC (Tabla 7). En tanto, las dimensiones 1 y 2 explican el 31 y 24%, respectivamente, de la inercia o varianza total cuantificada por el modelo. Lo anterior es consistente con los autovalores de cada dimensión, los cuales muestran que la dimensión 1 contribuye con mayor proporción de la información explicada por el modelo de ACM con respecto a la dimensión 2 (Tabla 7).

A su vez, el coeficiente Alfa de Cronbach muestra el grado de correlación entre las variables que conformaron cada dimensión de acuerdo con la relación entre sus categorías, por lo que las variables que conformaron la dimensión 1 con un valor de 0.834 presentan mayor correlación que las que conforman la dimensión 2 con un valor ligeramente menor de 0.761 (Tabla 7).

Por su parte, las medidas discriminantes de la Tabla 8 permiten observar cuándo discriminan a cada variable en las dimensiones 1 y 2, dado que un valor mayor muestra una mejor discriminación entre categorías de una variable y una mayor cercanía de los sujetos al centroide de su categoría en dicha dimensión.

De acuerdo con el planteamiento anterior, la dimensión 1 se explica principalmente por la relación sistémica entre categorías de las variables o factores relacionadas con el acceso a los servicios públicos, como la recolección de basura y alcantarillado; por los recursos naturales utilizados en la comunidad para realizar sus actividades diarias, y la

percepción sobre las causas de las enfermedades que padecen. Mientras que la dimensión 2 se explica de forma predominante por la relación sistémica entre las categorías de las variables asociadas con las fuentes de abastecimiento de agua, la percepción sobre problemas comunitarios en su comunidad, así como las acciones que consideran prioritarias para resolver los problemas del medio ambiente en su comunidad.

Por su lado, en la Figura 5 se muestra de modo bidimensional la relación subyacente entre categorías de las variables que contribuyen en mayor medida a la variabilidad de la dimensión 1, con valores discriminantes entre 0.446 y 0.530. El espacio bidimensional se conformó mediante el cruce de los ejes denominados servicios básicos-percepción en salud y uso de recursos naturales con base en el patrón de distribución de sus categorías en cada eje. La relación a partir de la distancia o cercanía entre categorías en el espacio bidimensional muestra cómo en la categoría donde los habitantes que manifestaron contar con los servicios municipales de alcantarillado, así como para la disposición y recolección de basura (residuos sólidos urbanos), parte de ellos se relacionó con que a pesar de ello depositan su basura en la calle, así como al señalar el uso del suelo y leña como parte de los recursos naturales utilizados en sus actividades diarias. Lo mismo ocurre al percibir como causa de las enfermedades que padecen a la falta de higiene, la herencia y de manera marginal a la mala alimentación.

Conjunto de puntos de categorías por variable o ítems

Servicios básicos y percepción en salud

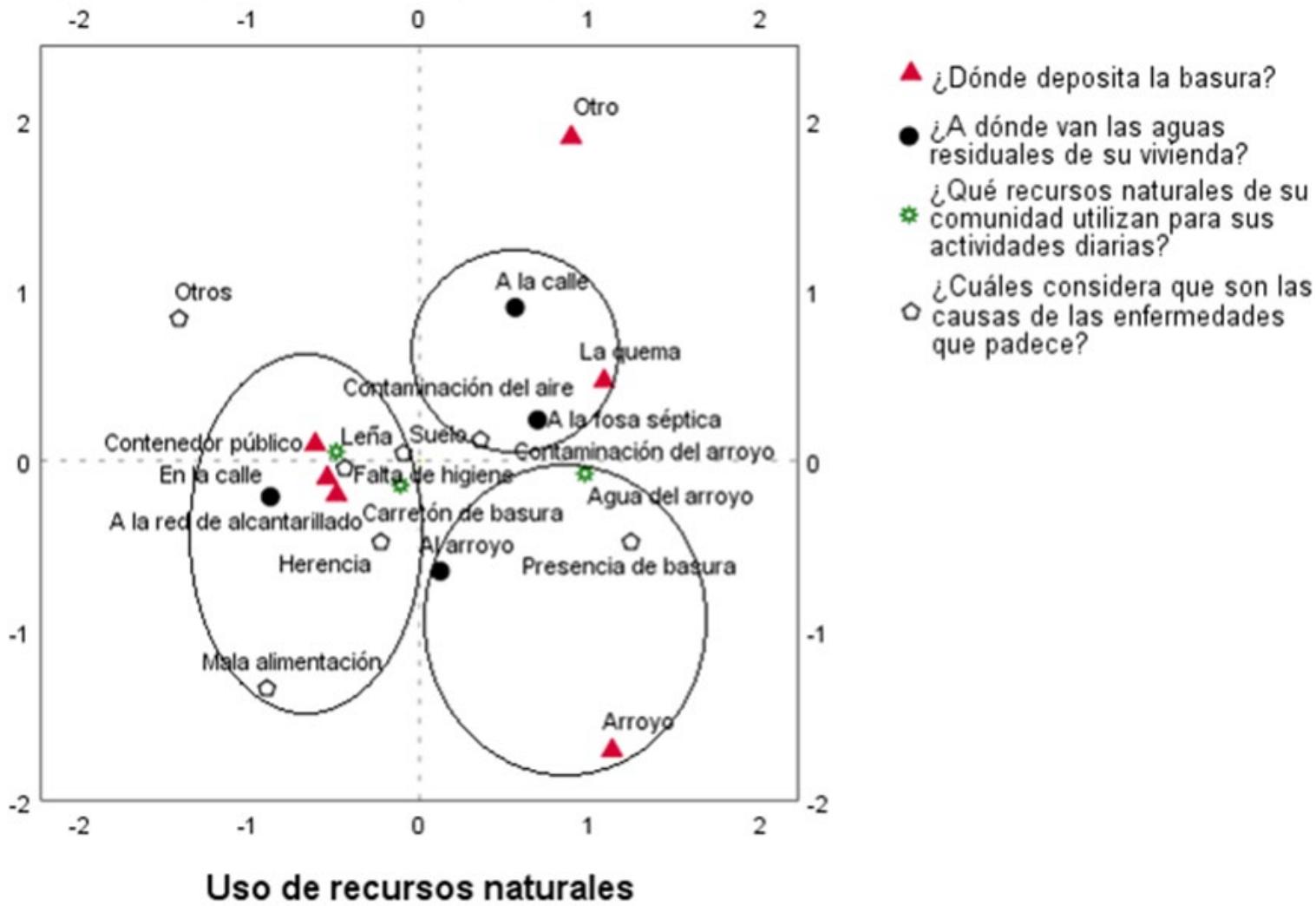


Figura 5. Relación entre categorías de las variables que contribuyen en mayor medida en explicar la variabilidad de la dimensión 1 con base en su valor de discriminación.

Para el caso de la categoría en donde los habitantes no cuentan con los servicios municipales de alcantarillado y recolección de basura, respectivamente, se relacionó con la categoría que señala como medios alternativos para deshacerse de sus aguas residuales a la calle, las fosas sépticas, y la quema de sus residuos sólidos en el traspatio de sus casas. Este mismo grupo de personas percibe a la contaminación atmosférica como la posible causa de las enfermedades que padecen. Mientras que para otro grupo de habitantes en esta misma categoría, el medio alternativo para disponer de sus aguas residuales son el arroyo, y manifiestan, a su vez, hacer uso del agua del arroyo para llevar a cabo sus actividades diarias, y la presencia de basura como la posible causa de las enfermedades que padecen, aunque de manera marginal el arroyo constituye para ellos un sitio de disposición final para su basura (Figura 5).

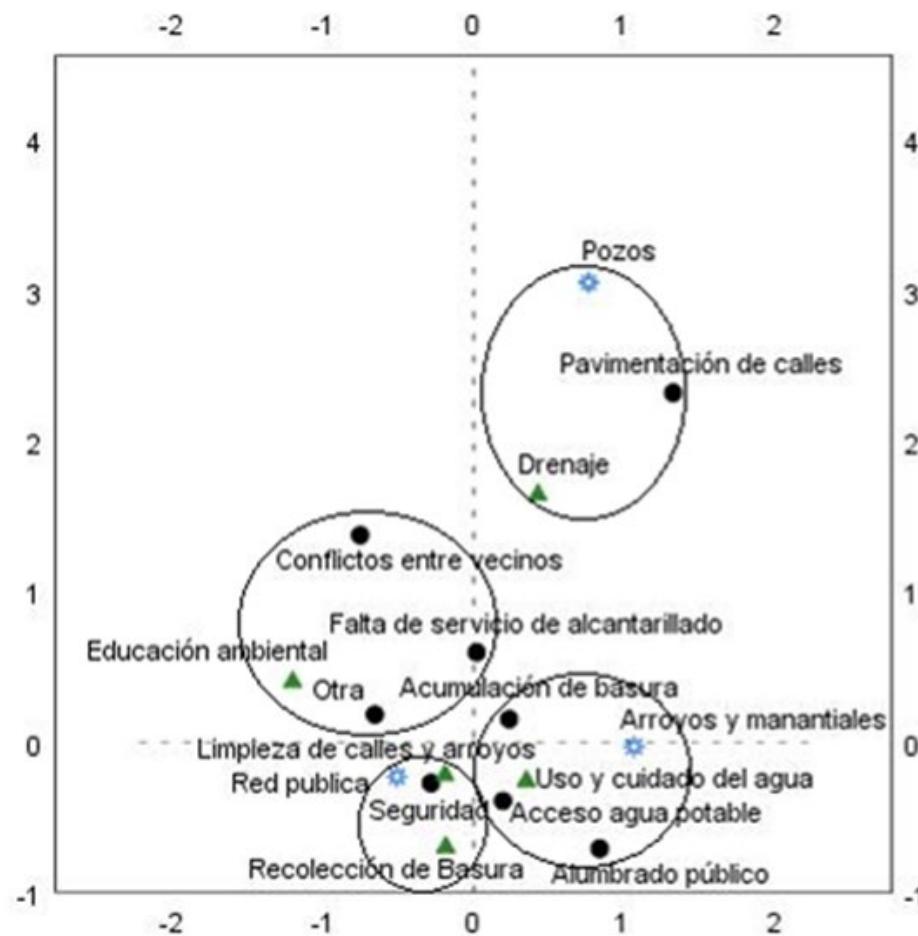
Por su parte, en la Figura 6 se observa el espacio bidimensional conformado por el cruce de los ejes denominados fuentes de abastecimiento de agua, problemas comunitarios y acciones para resolver los del ambiente de acuerdo con el patrón de distribución de las categorías de las variables con respecto a los ejes. La relación subyacente entre categorías de las variables que contribuyen en mayor medida a explicar la dimensión 2 de acuerdo con sus valores discriminantes entre 0.487 y 0.525 en términos de su cercanía en el espacio bidimensional muestran cómo los habitantes que cuentan con el servicio de agua potable a través de la red pública perciben a la seguridad como uno de los principales problemas en su comunidad y/o colonia; de igual manera, la limpieza de calles, arroyos y recolección de basura las consideran como acciones

prioritarias para resolver el problema del medio ambiente en su comunidad. Por su parte, los habitantes que no cuentan con servicio de agua potable y cuya fuente de abastecimiento es el agua del arroyo perciben a la acumulación de basura, la falta de acceso al agua potable y el alumbrado público como los principales problemas que enfrentan en su comunidad y/o colonia; también consideran el cuidado del agua como la acción prioritaria para resolver el problema del medio ambiente en su comunidad. En tanto, los habitantes cuya fuente de abastecimiento son los pozos o agua subterránea perciben la falta de pavimentación de calles y drenaje, respectivamente, como el principal problema y acción prioritaria para resolver los problemas de su comunidad y/o colonia. Mientras, los habitantes que perciben la falta del servicio de alcantarillado y el conflicto entre vecinos como los principales problemas que enfrentan en su comunidad consideran también como acción prioritaria para resolver el problema del medio ambiente en su comunidad a la educación ambiental (Figura 6).



Conjunto de puntos de categoría por variable o ítems

Fuentes de abastecimiento de agua



- De donde obtiene el agua para uso doméstico
- ¿Cuales son los principales problemas de su comunidad y/o colonia?
- ▲ ¿Qué acciones consideras prioritarias para resolver los problemas del medio ambiente en su comunidad y/o localidad?

Problemas comunitarios y acciones para resolver los del ambiente

Normalización de principal de variable

Figura 6. Asociación entre categorías de las variables que contribuyen en mayor medida en explicar la variabilidad de la dimensión 2 con base en su valor de discriminación.



Los resultados obtenidos en el modelo de ACM —enmarcados bajo la perspectiva de vulnerabilidad global de Wilches-Chaux (1993), en donde las condiciones o factores que confluyen en la vulnerabilidad socioambiental en la MCALC— indican, por un lado, el desarrollo económico asimétrico entre la región Acapulco y las demás regiones que integran el estado de Guerrero, el cual continúa impulsando un acelerado crecimiento poblacional en el municipio de Acapulco, con la consecuente fragmentación natural y social de su territorio, y por otro, la falta de respuesta de política pública para ordenar el crecimiento de la mancha urbana relacionada con el uso del suelo, específicamente a través del ordenamiento ecológico del territorio y la regulación de los asentamientos humanos. La incidencia de tales factores da como resultado la conformación de nuevos espacios con problemas de urbanización debido a sus características topográficas y vías de comunicación poco accesibles, entre otras, lo que limita la capacidad de la paramunicipal, la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Acapulco (CAPAMA) para reducir los servicios diferenciados entre el casco urbano, y en áreas de la nueva configuración de la zona conurbada o marginal de la ciudad de Acapulco.

Por lo que como lo señala Lavell (2000), ante problemas no resueltos del desarrollo, como la ausencia o servicios públicos deficitarios, se expresan procesos sociales que devienen en la socioconstrucción de vulnerabilidades, como el surgimiento de medios alternativos no sustentables por parte de la población para deshacerse de sus desechos, lo que trae como consecuencia impacto y deterioro de recursos naturales particularmente en la calidad del agua del arroyo, de los manantiales, mantos freáticos y focos de infección por acumulación de basura, que al

interactuar con las condiciones socioeconómicas desfavorables, la falta de experiencia de participación en organizaciones para gestionar beneficios comunitarios condiciona a la población de la microcuenca hacia el establecimiento de una dependencia por los recursos naturales impactados y deteriorados en el desarrollo de sus necesidades básicas y actividades cotidianas. De manera similar, al interactuar las condiciones anteriormente descritas con la ausencia de educación ambiental inciden como factor sinérgico mediante la construcción de un imaginario que legitima como constructo cultural el relacionamiento de la población con estos recursos naturales deteriorados e impactados, lo que, a su vez, se traduce en vulnerabilidad económica, social y ambiental para la población, lo cual actúa como un mecanismo de retroalimentación positiva en el fortalecimiento de dicha dependencia.

Discusión

Gestión de los servicios de agua y su saneamiento desde la perspectiva de la vulnerabilidad socioambiental

El modelo de ACM en sus dimensiones 1 y 2 sintetiza la relación sistémica de los factores preponderantes que determinan la vulnerabilidad socioambiental en la microcuenca Arroyo Las Cruces, como la carencia de los servicios públicos, dependencia de la población a recursos naturales deteriorados e impactados (agua para sus actividades diarias y aire como entorno vital).



Así, el uso del agua contaminada del arroyo (por vertimientos de aguas residuales y residuos sólidos urbanos) como medio alternativo ante la carencia de agua potable es la posible causa o factor extrínseco de vulnerabilidad al ser coincidente con la incidencia de enfermedades de origen hídrico, que oscila entre los 100 y más de 800 reportes anuales registrados en 26 centros de salud de la Jurisdicción Sanitaria en el Valle de la Sabana, entre ellos siete ubicados en la microcuenca Arroyo Las Cruces. Enfermedades tales como amebiasis intestinal, infecciones intestinales por otros organismos, ascariasis, fiebre tifoidea, otras infecciones intestinales, paratifoidea y otras, salmonelosis, otras helmintiasis, shigelosis conjuntivitis y enterobiasis ocupan la segunda y tercera causa en importancia relativa de las enfermedades que padece la población (Rodríguez *et al.*, 2013; FCAS, Conagua, CAPASEG, & Capama, 2015).

Sampedro *et al.* (2011) y Sampedro *et al.* (2014), ya habían señalado que las principales fuentes de contaminación puntual en los 78 cauces que conforman las microcuencas en el municipio de Acapulco, Guerrero, son descargas domésticas con 799 puntos identificados y georreferenciados; tiraderos de residuos sólidos urbanos con 415 puntos identificados, y 115 puntos de tiraderos de residuos de manejo especial (material de construcción).

Por su parte, Dimas (2006) reportó concentraciones de coliformes fecales (CF) y totales (CT) por arriba de los límites permisibles de acuerdo con los criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89), respectivamente, de 200 CF NMP/100 ml y 1 000 CT NMP/100 ml; así como la presencia de parásitos como *Entamoeba histolytica*, y las

bacterias *Escherichia coli*, *Shigella* sp., *Shigella dysenteriae*, y el hongo *Aspergillus fumigatus* en el agua de diferentes puntos de los cauces de Aguas Blancas, río Camarón y Base Naval correspondientes a este sistema hidrológico bahía de Acapulco. De igual manera reporta su incidencia en enfermedades gastrointestinales y de la piel entre la población asentada en las inmediaciones y que utiliza el agua de los arroyos.

Lo anterior documenta —en conjunto con los resultados obtenidos— la evidencia que refuerza la hipótesis de construcción de riesgo sanitario por dependencia hacia recursos hídricos contaminados como factor extrínseco de vulnerabilidad que interactúa con los factores intrínsecos de falta de acceso a agua potable y saneamiento del agua, bajos ingresos económicos, escolaridad y educación ambiental en la MCALC.

Por otro lado, la ausencia de mecanismos endógenos de organización a nivel de comités vecinales o de mayor participación en espacios promovidos por el sector salud para el mejoramiento de su comunidad y prevención de la salud, así como aquellos de carácter consultivo y de concertación en el ámbito de la planeación y evaluación de políticas en la gestión del agua, como el Consejo de Cuenca del Río de la Sabana-Laguna de Tres Palos, limitan la construcción de experiencias y capacidades socio-organizativas que impulsen la búsqueda de medios institucionales para cogestionar de forma conjunta sus problemas comunitarios.

A su vez, la presencia de conflictos entre vecinos que carecen de los servicios de agua potable y alcantarillado constituye factores intrínsecos de vulnerabilidad que imposibilitan a la población hacer frente de manera

organizada a las causas relacionadas con la aparición efectiva de los riesgos sanitarios ya mencionados. Así, dichos factores intrínsecos podrían imposibilitar propuestas alternativas de gestión comunitaria o una cogestión entre comunidad, autoridades municipales responsables de los servicios de abastecimiento y saneamiento del agua, y comité de cuenca de la subcuenca río La Sabana si no se abordan de forma adecuada.

El acercamiento teórico entre activos de capital, pobreza de capacidades y exclusión social con el de vulnerabilidad permite enfocar hacia estos factores intrínsecos de tipo estructural que inciden tanto en la pobreza y la vulnerabilidad socioambiental en la microcuenca Arroyo Las Cruces. Por ejemplo, para Beaumont (2000), "los medios de vida que se ponen en práctica en una comunidad incluyendo la gestión y eventual mejora de los activos de capital natural se encuentran mediados por las distintas formas de capital (natural, humano, social, físico y financiero)". Asimismo, Beaumont (2000) plantea que el caso del activo de capital tiene como punto de encuentro con el de pobreza de capacidades las relaciones sociales, al tomar en cuenta el capital social, definido este último por Attanasio y Székely (1999) "como el conjunto de normas y redes sociales que facilitan la acción colectiva entre los individuos".

Por su parte, el enfoque de capacidades humanas de acuerdo con Sen (1999) es complementario al de capital humano, pues este último constituye una de las formas para adquirir las capacidades que permiten a los seres humanos asegurar su bienestar y progreso. En este sentido, los ingresos o las necesidades (alimentación, educación, salud, vivienda, servicios públicos) constituyen medios y no fines. De acuerdo con Sen

(1981), "no se trata tanto de lo que la gente tiene (o no tiene) sino lo que puede hacer con eso que tiene".

De igual forma, desde la perspectiva de la obra de Sen (Giorguli, 2004; Sen, 1999), *Development as Freedom*, en cuanto al desarrollo con una expresión de la libertad, señala que "el desarrollo solo puede ser un proceso participativo en el cual los individuos son actores activos y no receptores pasivos de las políticas públicas y que, en un marco de democracia, así como de libertades políticas pueden construir capacidades individuales a colectivas". Por tanto, sin la aplicación de políticas horizontales no es posible lograr el objetivo de ampliar las capacidades individuales mediante la interacción social a través de deliberación y concertación pública que se conviertan en un mecanismo que les permite definir de manera colectiva las prioridades en cuanto a las acciones y objetivos en relación con el desarrollo (Giorguli, 2004).

Por lo anterior, la premisa es que a partir de una gestión comunitaria o una cogestión de los servicios de agua potable y saneamiento desde un enfoque participativo se puede contribuir a través del fortalecimiento de las capacidades humanas y capital social a la construcción de mecanismos endógenos de organización y participación con los cuales se busque asegurar el acceso y saneamiento del agua en sectores periurbanos de la ciudad y puerto de Acapulco en el valle de La Sabana.

Experiencias de gestión comunitaria de agua potable en comunidades rurales del municipio de Acapulco han sido documentadas por Toribio y López (2015), quienes señalan la existencia de 60 Comités

de Agua Potable Comunitarios (CAPC) de los cuales 29 se encuentran en la subcuenca del río de La Sabana. Tales comités son propuestas ciudadanas, erigidas por las comunidades rurales (e inclusive urbanas), que dan cuenta de una nueva realidad social en estos espacios regidos bajo el principio de usos y costumbres, donde sus esquemas de participación, distribución de recursos de agua potable y alcantarillado, saneamiento y sanciones son determinados por cada comunidad en función de diversos mecanismos, como la participación acotada a usuarios con pago regularizado, participación en actividades de tequio o trabajo comunal, etcétera.

Sin embargo, promover e instrumentar procesos de gestión comunitaria bajo un enfoque participativo requerirá de la identificación de actores clave; elaboración de diagnósticos a partir de la identificación de problemáticas socioambientales en conjunto con la comunidad; talleres para la gestión de conflictos, y la selección con la comunidad de las soluciones alternativas de carácter tecnológico para el acceso al agua potable y saneamiento acorde con sus necesidades.

En este orden de ideas, abordar la gestión del agua desde el enfoque de la vulnerabilidad socioambiental en la microcuenca Arroyo Las Cruces, área periurbana de la ciudad de Acapulco en el valle de La Sabana, permitiría poner énfasis en aquellos factores estructurales que inciden en limitar o generar condiciones de gobernanza del agua, pues si se abordan de forma adecuada podrían asegurar no solo la viabilidad en la transferencia social de tecnologías alternativas para el abastecimiento del agua y su saneamiento, sino también el mejoramiento de su calidad de vida.



Dicho planteamiento toma relevancia a la luz de los resultados expuestos por Soares y Priego (2018) sobre el Proyecto de Suministro de Agua Potable y Saneamiento en el Valle de La Sabana de la ciudad de Acapulco ejecutado en una primera fase por la Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de Guerrero (CAPASEG), y en una segunda fase por la delegación de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en Guerrero entre los años 2012 y 2017, con apoyo del Fondo de Cooperación para Agua y Saneamiento (FCAS) del Gobierno Español.

De acuerdo con Soares y Priego (2018), el Proyecto de Suministro de Agua Potable y Saneamiento en el Valle de La Sabana, a pesar de los recursos invertidos en alrededor de \$798.97 millones de pesos (Conagua, FCAS, CAPASEG, & Capama, 2017), no logró garantizar el derecho humano al agua y al saneamiento, ya que de una población encuestada correspondiente a una muestra de 433 viviendas en el área de intervención del proyecto, el 66% manifiesta que después del proyecto cuenta con servicio de agua en su vivienda de forma tandeada; solo el 10% tiene servicio de agua permanente; el 9% dice que no cuenta con el servicio de agua; y el 17% indicó otras formas de abastecerse del líquido, entre las que destaca pozo artesano y compra de pipas, o la combinación de estas últimas (Soares & Priego, 2018).

Lo señalado apunta a la necesidad de generar conocimiento que permita dilucidar las posibles causas por las cuales no se logró asegurar el abastecimiento de agua potable y saneamiento, así como el de no soslayar planteamientos como el de López, Murillo, Martínez y Chávez (2015), quienes señalan que las soluciones para asegurar el abastecimiento de agua potable y su saneamiento en áreas periurbanas

con altos grados de marginación y pobreza deben tomar en cuenta las circunstancias locales (topográficas, culturales, sociales y económicas), en lugar de buscar una solución homogénea a través de sistemas centralizados como única opción viable.

Conclusiones

La planeación de los servicios públicos en espacios territoriales cuya dinámica socioambiental está permeada por la informalidad o irregularidad en su conformación, cuyas condiciones de pobreza, marginación e interacción con recursos naturales deteriorados trae consigo la construcción de riesgos socioambientales requiere de procesos de gestión horizontales bajo un enfoque participativo construidos desde lo local entre actores de la comunidad, autoridades de los tres niveles de gobierno (municipal, estatal, consejos-comités de cuenca), y hasta sectores como el de salud y educativo.

El carácter multidimensional de la vulnerabilidad permite realizar acercamientos sistémicos, holísticos e integrales para comprender el entramado de relaciones e interrelaciones que contribuyen en la problemática socioambiental asociada con la carencia en el acceso al agua potable y saneamiento, los cuales, si se omiten o abordan de modo adecuado podrían generar condiciones tanto de viabilidad como de inviabilidad en los resultados de su gestión; tal es el caso del periurbano de la microcuenca Arroyo Las Cruces en el valle de La Sabana de la ciudad de Acapulco.



Garantizar el derecho humano al agua y al saneamiento en el periurbano del valle de La Sabana plantea la necesidad de explorar otros modelos de gestión que respondan a las condiciones socioambientales prevalecientes de pobreza, marginación, riesgo y vulnerabilidad. Para su viabilidad es necesario tener cambios en el marco jurídico actual de la gestión del agua en México, cuya rectoría corresponde al Estado mexicano, con atribuciones a los organismos operadores municipales.

Referencias

- Alfie, C. M., & Castillo, O. O. A. (2016). "Con el agua al cuello". Riesgo por inundación, vulnerabilidad socioambiental y gobernanza en el municipio de Cuautitlán. *Quivera. Revista de Estudios Territoriales*, 18(2), 55-84. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40152906004>
- Attanasio, O., & Szekely, M. (1999). *An asset-based approach to the analysis of poverty in Latin America* (IDB-OCE Working Paper No. R-376). DOI: 10.2139/ssrn.223582
- Ávila, G. P. (2008). Vulnerabilidad socioambiental, seguridad hídrica y escenarios de crisis. *Ciencias*, (90) 46-57. Recuperado de <http://www.revistas.unam.mx/index.php/cns/article/view/12149>
- Beaumont, M. (2000). *Pobreza y medio ambiente: una visión general*. (Documento de Trabajo 111). Serie Sociología y Política, 27. Lima, Perú: Instituto de Estudios Peruanos, 2000.

Beck, U. (1998a). *La sociedad del riesgo. Hacia una nueva modernidad.*

Barcelona, España: Paidós.

Beck, U. (1998b). La política de la sociedad de riesgo. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 13(3), 501. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/40314994>

Beck, U. (2006). *La sociedad del riesgo. Hacia una nueva modernidad.*

Barcelona: Paidós, Surcos.

Beraud, L. J. L., Covantes, R. C., Beraud, M., & Piotr, I. (2009). Vulnerabilidad socioambiental en Mazatlán, México. *Cuadernos Geográficos*, (45), 31-62. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=17111905003>

Bringas, R. N. L. (1999). Políticas de desarrollo turístico en dos zonas costeras del Pacífico mexicano. *Región y Sociedad*, 11(17). DOI: 10.22198/rys.1999.17.a794

Buch, M., & Turcios, M. (2003). Vulnerabilidad socioambiental: aplicaciones para Guatemala. En: *Serie de documentos técnicos, Guatemala*. (Nº 9). Ciudad de Guatemala, Guatemala: Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente, Universidad Rafael Landívar. Recuperado de http://recursosbiblio.url.edu.gt/publicjlg/IARNA/serie_tec/09tec2003.pdf

Cabral, V. N., & Zulaica, L. (2015). Análisis de la vulnerabilidad socioambiental en áreas del periurbano de Mar del Plata (Argentina) expuestas a agroquímicos. *Multiciencias*, 15(2), 172-180. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90443048005>

Carrascal, E., & Pérez, V. G. (1998). Ocupación territorial y deterioro ambiental ocasionado por expansión urbano-turística en Acapulco Guerrero. *Investigaciones Geográficas*, (37), 111-124. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46111998000300009

Conagua, CAPASEG, & Capama, Comisión Nacional del Agua, Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de Guerrero, & Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Acapulco. (2010). *Identificación y georreferenciación espacial de puntos críticos de contaminación de la cuenca Río la Sabana-Laguna de Tres palos en su parte baja. Informe Técnico*. Acapulco, México: Comisión Nacional del Agua, Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de Guerrero, & Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Acapulco.

Conagua, FCAS, CAPASEG, & Capama, Comisión Nacional del Agua, Fondo de Cooperación para Agua y Saneamiento, Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de Guerrero, & Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Acapulco. (2017). *Proyecto de Saneamiento de las Zonas Marginadas del Valle de La Sabana en el Estado de Guerrero.* Folleto. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/348296/Folleto Resultados.23.01.2018.pdf>

Conapo, Consejo Nacional de Población (2020). *Índice de marginación urbana 2020.* Recuperado de <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indices-de-marginacion-2020-284372>

Cotler, H., & Caire, G. (2009). *Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México.* México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Fondo Mundial para la Naturaleza/Organización Mundial de Conservación.

Dimas, M. J. J. (2006). *Estudio microbiológico y epidemiológico de tres cuencas de la bahía de Acapulco* (tesis de Maestría en Desarrollo Regional). Universidad Autónoma de Guerrero, México.

De-la-Lanza, E. G., Alcocer, D. J., Moreno, R. J. L., & Hernández, P. S. (2008). Análisis químico-biológico para determinar el status trófico de la laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica*, 18(001), 21-30.

Recuperado de

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972008000100003

FCAS, Conagua, CAPASEG, & Capama, Fondo de Cooperación para Agua y Saneamiento, Comisión Nacional del Agua, Comisión de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Estado de Guerrero, & Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Acapulco. (2015). *Plan operativo general "Proyecto de suministro de agua potable y saneamiento de las zonas marginadas del valle de la sabana en el estado de Guerrero"* (Proyecto MEX 001-B). Recuperado de http://www.fondodelagua.aecid.es/galerias/fcas/descargas/proyectos/pog/POG_MEX-001-B.pdf

Garza, M. G. G. (2009). Historia de una acentuada desarticulación territorial: el estado de Guerrero. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, (68), 116-130. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112009000100009

Giorguli, S. E. (2004). Reseña de "Development as Freedom" de Amartya Sen. *Perfiles Latinoamericanos*, (24), 239-241. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=11502410>

IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (1998). *Diseño de las medidas de biorremediación y saneamiento de la laguna de Tres Palos, Acapulco, Guerrero, Proyecto HC-9825*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censos y conteos de Población y Vivienda 2020*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/datosabiertos/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2022). *Simulador de Flujos Agua de Cuencas Hidrográficas*. https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/

Lavell, A. (2000). Desastres durante una década: lecciones y avances conceptuales y prácticos en América Latina (1990-1999). *Anuario Político y Social de América Latina*, 3. Recuperado de <https://www.desenredando.org/public/articulos/1999/ddud/DesastresDuranteUnaDecada-1.0-sep-12-2001.pdf>

Leal, A. M. T., García, R. J., & Gelover, S. S. L. (2000). *Calidad del agua en la bahía de Acapulco*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

López, R. E., Murillo, L. D., Martínez, R. J. L., & Chávez, H. P. (2015). *Alternativas viables para la provisión de servicios básicos en áreas periurbanas: lecciones desde Xochimilco*. Jiutepec, Morelos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Olivier, S. B., Lungo, R. A. J., Sierra, C. J. C., & Pérez, C. D. (2011). Diagnóstico de la contaminación por aporte de aguas residuales domésticas a la Laguna Negra de Puerto Marqués. En: Rodríguez, H. A. *Las inundaciones en Llano Largo, Acapulco, riesgo, turismo y desarrollo*. Ciudad de México, México: Universidad Autónoma de Guerrero, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Plaza y Valdez.
- Olivier, S. B. (2019). *Propuesta de gestión para el saneamiento del agua residual doméstica en la micro-cuenca arroyo las cruces, área periurbana de la ciudad y puerto de Acapulco Guerrero México* (tesis de doctorado). Universidad Autónoma de Guerrero, México.
- Pineda, M. D., Toribio, J. J., Leal, A. M. T., Juárez, L. A. L., González, G. J., Ruvalcaba, L. J. C., Batista, G. R. A., & Arp, P. A. (2018). Emerging water quality issues along Río de la Sabana, Mexico. *Journal of Water Resource and Protection*, 10, 621-636. Recuperado de
<https://pdfs.semanticscholar.org/dde8/cdfc74d41c9b827c8492f658aa0bf58c751f.pdf>
- Rodríguez, H. A. & Quintero R.D. (2011). Notas sobre desastres, gestión y desarrollo. En Rodríguez, H. A., (Eds.). *Las inundaciones en Llano Largo, Acapulco: riesgo, turismo y desarrollo* (pp. 21-50). Ciudad de México, México: Universidad Autónoma de Guerrero, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Plaza y Valdez.

Rodríguez, H. A., Olivier, S. B., Cañedo, R., López, V. R., Barragán, M. Ma. del C., & Valera, P. M. Á. (2013). Contaminación y riesgo sanitario en zonas urbanas de la subcuenca del río de La Sabana, ciudad de Acapulco, México. *Gestión y Ambiente*, 16(1), 85-95. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169427489010>

Sampedro, R. M. L., Juárez L. A. L., González, G. J., Rosas, A. J. L., Reyes, U. M., & Torres, E. G. (2011). Problemas ambientales en cauces fluviales de Acapulco Guerrero, México. En: Gonzalez, G. J., & Polet, R. M. (eds.). *Calidad Ambiental y Sostenibilidad Tomo I Desarrollo regional y medio ambiente, problemas y alternativas de gestión sostenible* (pp. 123-137). Chilpancingo de los Bravo, México: Universidad Autónoma de Guerrero.

Sampedro, R. M. L., Juárez, L. A. L., & Rosas, A. J. L. (2014). Estimación de la contaminación por desechos antropogénicos en cauces de la ciudad de Acapulco, Guerrero, México. *Tlamatí*, 5(1), 35-42.

Sen, A. (1981). *Poverty and Famines. An Essay on Entitlement and Deprivation*. Oxford, UK: Oxford Clarendon Press.

Sen, A. (1999). *Development as freedom*. New York, USA: Alfred A. Knopf.

Soares, D., & Priego, K. (2018). *El agua y el saneamiento en la periferia de Acapulco, Guerrero: muchos recursos invertidos y pocos resultados*. V Congreso de la RED-ISSA Agua, Ciudades y Poder. Colegio de San Luis A. C. Recuperado de <https://redissa.wordpress.com/mesa-10/>

Toribio, B. G. E., & López, R. A. (2015). La perspectiva del agua en Guerrero, limitaciones y retos para el desarrollo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 1, 479-486. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=263139243065>

Wilches-Chaux, C. G. (1993). La vulnerabilidad global. En: Andrew Maskrey (comp.). *Los desastres no son naturales*. Bogotá, Colombia: Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina, Tercer Mundo Editores. Recuperado de <https://www.desenredando.org/public/libros/1993/ldnsn/>

Zulaica, L., & Ferraro, R. (2010). Vulnerabilidad socioambiental y dimensiones de la sustentabilidad en un sector del periurbano Marplatense. *Revista de Geografía*, (8), 197-219. Recuperado de https://130b0eef-9694-3486-63b9-69a0c1f6e559.filesusr.com/ugd/59a6db_8830164e814fb860c127a262d9ad47e9.pdf

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-07

Artículos

Relación entre población y nivel estático: acuíferos Alto Atoyac y Huamantla, México

Relationship between population and water table: Alto Atoyac and Huamantla aquifers, Mexico

Hipólito Muñoz-Nava¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8792-2208>

Jenny Jaret Torres-Luna², ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-3087-4341>

¹Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, México, hipolito78@hotmail.com

²Gestora ambiental, Tlaxcala, México, jungsjenny@gmail.com

Autor para correspondencia: Hipólito Muñoz-Nava,
hipolito78@hotmail.com

Resumen

En el área del estratovolcán La Malinche la fuente de agua es el acuífero. El objetivo de este trabajo fue analizar la relación entre población y niveles estáticos (NE) en los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla. Se utilizaron las siguientes variables: número de habitantes (NH), tasas de



cambio anual de NE , porcentajes de cambio anual de NE (PCA_{NE}), tendencias de NE y NH . Los pozos se agruparon con análisis de componentes principales (ACP). Los PCA_{NE} se compararon con un diseño factorial. La tasa de cambio anual promedio de NE fue igual a $-0.159 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ y 6.7% de PCA_{NE} . Las tasas de cambio de NE fueron estadísticamente diferentes entre los acuíferos. La relación entre NE y NH que resalta fue igual a $-16.5 \text{ cm}\cdot\text{hab}^{-1}$. Las tendencias de NH fueron mayores que las tendencias de NE . El diseño factorial arrojó que entre las temporadas de lluvia y estiaje, los PCA_{NE} no tuvieron diferencias significativas, pero entre los tipos de concesión sí los hubo. El ACP correlacionó 51 pozos con una componente. En resumen, este estudio reveló que los PCA_{NE} son mayores en las zonas agrícolas y urbanas. El NE en los pozos de uso industrial se abate cinco veces más que en los de uso público. La relación entre población y NE fue más clara en la montaña que en los valles. El ACP mostró que los pozos de los alrededores de La Malinche se diferencian de los demás del área de estudio.

Palabras clave: uso de agua, regresión lineal, componentes principales.

Abstract

In the area of the La Malinche stratovolcano the source of water is aquifer. The objective of this work was to analyze the relationship between population and water table (WT) in the Alto Atoyac and Huamantla aquifers. The following variables were used: Number of inhabitants (NH), WT annual change rates, WT annual percentage changes (APC_{WT}), and trends of WT and NH . Wells were grouped with principal components analysis (PCA). The APC_{WT} were compared with a factorial design. The WT

annual change rates and APC_{WT} were $-0.159 \text{ m}\cdot\text{year}^{-1}$ and 6.7% , respectively. The rates of change of WT , were statistically different between aquifers. The relationship between WT and NH that stands out was equal to $-16.5 \text{ cm}\cdot\text{hab}^{-1}$. NH trends were greater than WT trends. The factorial design showed that between the rainy and the low water seasons there were no significant differences, but between concession type there were. The *PCA* correlated 51 wells with one component. In summary, this study revealed that the APC_{WT} are higher in agricultural and urban areas, the WT one in the wells of industrial use is reduced five times more than in those of public use. The relationship between population and WT was clearer in the mountains than in the valleys. The *PCA* showed that the wells around La Malinche differ from others in the study area.

Keywords: Water use, lineal regression, principal components.

Recibido: 17/11/2022

Aceptado: 24/02/2023

Publicado Online: 15/03/2023

Introducción

El agua es un recurso natural insustituible para los seres vivos. El ser humano requiere de agua para uso público, agrícola, comercial o industrial. Las fuentes del vital líquido son los cuerpos de agua superficiales, las aguas subterráneas, la captación de agua pluvial y agua

residual tratada para usos que no requieren agua con calidad predeterminada.

A través de la historia, el agua subterránea ha sido una fuente primordial para sostener a la humanidad (Fienen & Arshad, 2016). La disponibilidad de agua subterránea está disminuyendo conforme las entradas bajan y las salidas de agua del acuífero se incrementan por extracción intensiva, especialmente en regiones agrícolas áridas y centros urbanos (Lall, Josset, & Russo, 2020). En regiones tropicales de África, Sudamérica y Centroamérica, la extracción de agua subterránea es escasa, porque las aguas superficiales son abundantes y no se requiere de irrigación en la agricultura (Margat & van der Gun, 2013).

La extracción global de agua subterránea es de $650 \text{ km}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ (Margat & van der Gun, 2013); el 70% del agua subterránea se usa para la agricultura (Fienen & Arshad, 2016), y el 24% en la industria (Valencia, Mendoza, Vargas, & Domínguez, 2006). A nivel global, el agua subterránea aporta en promedio el 20% para consumo humano y en algunos países puede ser el 90% (Jakeman *et al.*, 2016). El 50% del agua consumida en las zonas urbanas proviene de fuentes subterráneas (Fienen & Arshad, 2016) y en las zonas rurales aumenta a un valor de 66% (Carrard, Foster, & Willetts, 2019).

En el año 1910, México tenía una disponibilidad de agua de más de $31\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$; en 1950 disminuyó a $18\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$; el día de hoy es de aproximadamente $3\,600 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Palma, 2020). En la actualidad (año 2021), se desconoce con una aproximación aceptable cuántos mexicanos viven escasez extrema de agua. En ciudades del norte del país (p. ej., la ciudad de Monterrey), esta situación

se hizo evidente en 2022. Breña y Breña (2007) reportaron que, en 2004, 35 millones de mexicanos se encontraban en escasez extrema de agua y 43 millones con disponibilidad baja.

Anualmente, las precipitaciones pluviales aportan a México unos 1 449.5 km³ de agua. De este volumen, se estima que la evapotranspiración representa el 72.1%; el 21.4% escurre por los ríos o arroyos, y el 6.4% (92.544 km³) se infiltra al suelo de forma natural y recarga los acuíferos (Conagua, 2018).

En México, el 39.1% de las fuentes de agua son subterráneas y el 60.9% son superficiales (ríos, arroyos y lagos) (Conagua, 2018; Conagua, 2019); este nivel de extracción coloca a México como el sexto país consumidor de agua subterránea del mundo (Margat & van der Gun, 2013). En la literatura se reportan valores de extracción de agua subterránea para México de 27.4 a 25 km³·año⁻¹ (Margat & van der Gun, 2013; Fienen & Arshad, 2016). De este volumen, de 22 a 64% se usa para abastecimiento público; de 33 a 72% para irrigación en la agricultura, y de 6 a 24% para la industria (Valencia *et al.*, 2006; Margat & van der Gun, 2013). Sin embargo, Jiménez (2008) reporta que los acuíferos aportan cerca de 75% de agua para consumo de la población, más aún, para la Zona Metropolitana del Valle de México, este valor aumenta a 80.1% y solo en el 19.9% la fuente es de cuerpos de agua superficiales (National Research Council, 1995).

Los principales focos rojos de la disminución del nivel de agua subterránea se observan en las partes áridas y semiáridas del mundo, como resultado principalmente de la alta densidad de población, fuerte dependencia del agua subterránea, pocas y fuertes precipitaciones que

tienen bajas tasas de recarga natural que escurren rápidamente (Fienen & Arshad, 2016). Esto conlleva a que en algunos países los acuíferos pueden estar sobreexplotados, como es el caso de México (Jakeman *et al.*, 2016).

En México hay 653 acuíferos, 105 de estos (16.1%) fueron colocados en la categoría de sobreexplotados a finales del año 2017 (Conagua, 2018). Los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla, que corresponden al área de estudio de este trabajo, están fuera de esta clasificación. Los datos reportados en la literatura (Conagua, 2015a; Conagua, 2020a) indican que la disponibilidad de agua en el acuífero Alto Atoyac disminuyó 37.1%, pasando de 0.0467 km³ en 2013 a 0.0294 km³ en 2020. Por su parte, la disponibilidad de agua en el acuífero Huamantla aumentó 12.9%, pasando de 0.0139 km³ en 2002 a 0.0157 km³ en 2020 (Conagua, 2015b; Conagua, 2020b). En el escenario del área del volcán La Malinche, el agua subterránea es la fuente preponderante para uso público (ciudad de Apizaco, zona metropolitana de Puebla y Tlaxcala); para la agricultura intensiva de riego (valle de Huamantla), y para la industria (parques y corredores industriales), lo cual se debe a que en esta área no hay fuentes superficiales importantes de agua. El objetivo del presente trabajo fue analizar la relación entre la población de las localidades y los niveles estáticos de los pozos clasificados por su tipo de concesión (público, agrícola e industrial) en los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla, pues hasta ahora este tipo de estudio no se ha hecho en esta zona.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este estudio se realizó en los acuíferos Huamantla 2903 y Alto Atoyac 2901 en el estado de Tlaxcala. Dichos acuíferos se encuentran en la Región Hidrológica del Río Balsas, el primero localizado en la subcuenca cerrada de la laguna de Totolcingo y el segundo en las subcuenca de los ríos Zahuapan y Atoyac, los cuales desembocan en el océano Pacífico (Conagua, 2020a; Conagua, 2020b) (Figura 1). El estratovolcán La Malinche es la zona de recarga de tales acuíferos; ambos son de tipo libre, heterogéneos y anisótropos, constituidos en su porción superior por sedimentos aluviales y fluviales de granulometría variada. La porción inferior del acuífero Huamantla está alojada en una secuencia de rocas volcánicas y sedimentarias marinas (calizas), y el acuífero Atoyac está alojado en una secuencia de rocas ígneas extrusivas de basaltos, tobas y andesitas. Más información de los acuíferos se tiene en la Tabla 1. En el acuífero Alto Atoyac, año 2011, se registraron 890 aprovechamientos de agua subterránea, de los cuales 600 son pozos activos. En el acuífero Huamantla, año 2014, se registraron 324 aprovechamientos, de éstos, 300 son pozos profundos (Conagua, 2020a; Conagua, 2020b).

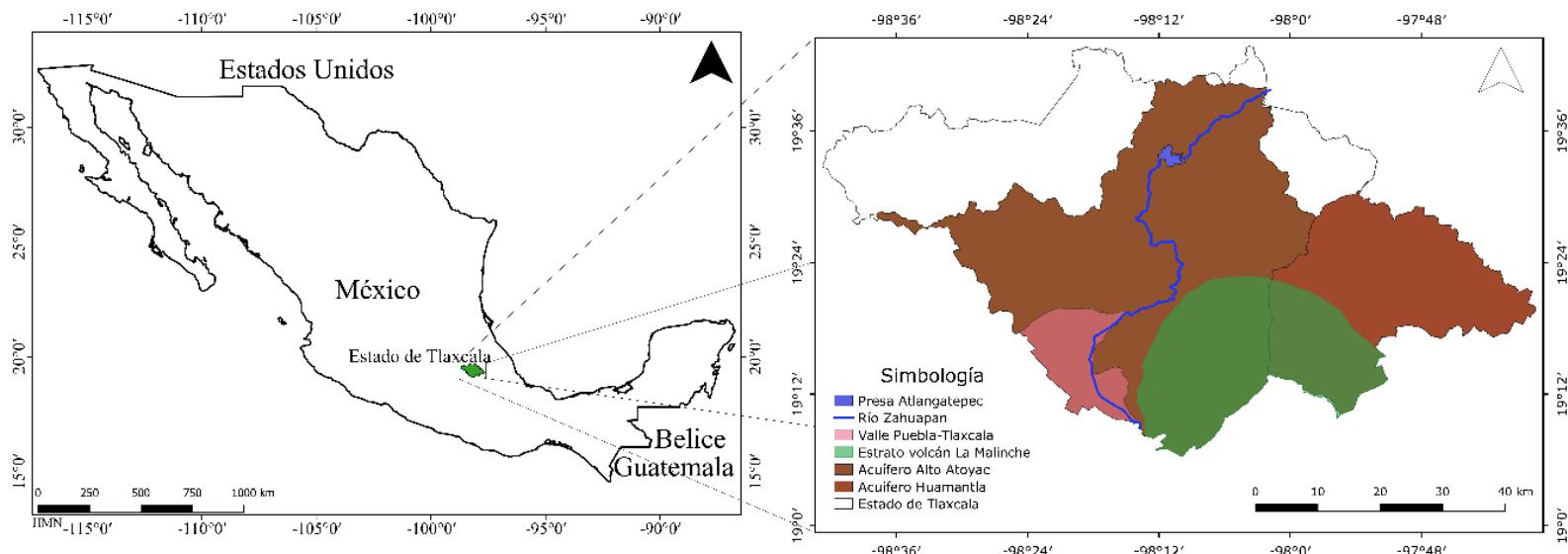


Figura 1. Área de estudio, acuíferos en el volcán La Malinche, estado de Tlaxcala.

Tabla 1. Características de los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla.

Parámetro	Alto Atoyac	Huamantla
Temperatura media anual	16.2 °C	10 a 16 °C
Precipitación media anual	878 mm	538 mm
Región hidrológica	No. 18 Río Balsas	No. 18 Río Balsas
Cuenca	Alto Balsas-río Atoyac	Alto Balsas-cerrada Libres oriental
Fisiografía	Cinturón neovolcánico. Lagos y volcanes de Anáhuac	Planicie neovolcánica
Transmisividad	De 0.6 a $11.6 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ De 51.8 a 1 002 $\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$	De 2.7×10^{-4} a $2.4 \times 10^{-2} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ De 23.3 a 2 074 $\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$

Parámetro	Alto Atoyac	Huamantla
Conductividad hidráulica	De 0.5 a 5 m·d ⁻¹	----
Coeficiente de almacenamiento	De 0.1 a 1 x 10 ⁻⁵	----
Profundidad del nivel estático	De 5 a 160 m La Malinche De 5 a 25 m sur del acuífero	De 3 a 140 m
Dirección preferencial del flujo subterráneo	De norte a sur, con alimentaciones de los flancos oriental y occidental hacia el acuífero Valle de Puebla	Direcciones norte y sur, convergiendo al oriente a la laguna de Totolcingo
Geología superficial	Afloramientos de rocas volcánicas: riolitas, andesitas, basaltos, tobas y brechas volcánicas	----
Geología del subsuelo	Porción superior del acuífero: sedimentos aluviales y fluviales de granulometría variada. Porción inferior del acuífero: rocas ígneas extrusivas, integradas por derrames volcánicos, de basaltos, tobas y andesitas	----
Estratigrafía	Cretácico, Terciario, Cuaternario	Cuaternario aluvial permeable (Qal) y volcánico andesítico (Qvab). Terciario andesítico basáltico (Tvab).

Fuente: Conagua (2015a), Conagua (2015b).

Número de habitantes

Los datos del número total de habitantes (NH) de México, del estado de Tlaxcala y de las localidades estudiadas en este trabajo se obtuvieron de la página del Instituto Nacional de Geografía Estadística e Informática (INEGI) (<https://www.inegi.org.mx/>, fecha de descarga: 2 de marzo de 2021). En México, se han hecho 16 censos de población de 1900 a 2020; con estos datos se obtuvo la ecuación de regresión de NH , en función del tiempo, y las tasas de crecimiento de México, Tlaxcala y las localidades. Con las coordenadas geográficas se elaboró en QGIS una capa vectorial para poner las localidades sobre los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla. El QGIS es un sistema de información geográfica de licencia libre.

Tasa de cambio del nivel estático

Para evaluar la tasa de cambio del NE con respecto al tiempo (años) se utilizaron datos de los años de 1997 a 2017 de 73 pozos concesionados. Del acuífero Alto Atoyac fueron 50 pozos: 28 para uso agrícola, 4 para uso industrial y 18 para uso público. Del acuífero Huamantla fueron 23: 16 para uso agrícola, 1 para uso industrial y 6 para uso público. El análisis de los datos de la fluctuación del NE es el método más directo y simple para estimar el volumen de disminución de agua del acuífero (Fienen & Arshad, 2016). Los pozos analizados forman parte de la red de monitoreo de agua subterránea que realiza en las temporadas de lluvia y estiaje la Comisión Nacional del Agua (Conagua) Dirección Local Tlaxcala. Mediante solicitud al Instituto Nacional de Acceso a la Información (INAI), la



Conagua proporcionó los datos de NE de cada pozo. A estos datos se calcularon los parámetros como mínimo, máximo, promedio, coeficiente de variación, sesgo y curtosis. Se utilizó la prueba de t para evaluar si los valores de NE entre los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla son estadísticamente diferentes.

La tasa de cambio de la profundidad ($m \cdot \text{año}^{-1}$) del NE de cada pozo con respecto al tiempo (t) se calculó con la pendiente (m_{NE}) de la ecuación de regresión lineal, para lo cual se utilizó la serie de datos de 1997 a 2017. La ecuación de regresión lineal se describe como sigue (McBean & Rovers, 1998; Schuenemeyer & Drew, 2011):

$$NE = a + m_{NE}t + e_t \quad (1)$$

donde:

a = ordenada al origen

$e_t \sim N[0, \sigma^2]$ = término de error aleatorio

La significancia de los valores de m_{NE} se estableció a $p < 0.05$. Para visualizar los gradientes relativos de las m_{NE} , los valores puntuales de cada pozo se representaron en isolíneas, para ello se hizo una interpolación espacial con la técnica de la ponderación inversa de la distancia en el sistema de información geográfica QGIS.

Porcentaje de cambio anual del NE

Un estimador de cambio del *NE* es el porcentaje de cambio anual (PCA_{NE}), el cual se calculó con la ecuación utilizada por Andersen (2019) en econometría. En este método no solo se consideran los valores inicial y final, sino todos los valores de la serie datos de manera conjunta en el término ($t - 1$) de la siguiente ecuación:

$$PCA_{NE} = m_1(t - 1) * 100 \quad (2)$$

donde:

m_1 = pendiente de la ecuación de regresión lineal estimada con la siguiente ecuación

$$\ln NE = b + m_1 t + e_t \quad (3)$$

$\ln NE$ = logaritmo natural de *NE*

b = ordenada al origen

En estadística, el empleo de logaritmo natural reduce el coeficiente de variación de los valores (Malamud & Turcotte, 2013).



Comparación de PCA_{NE}

La comparación simultánea y combinada del PCA_{NE} se realizó mediante un diseño factorial. La Conagua reporta mediciones del NE hechas en las temporadas de estiaje y de lluvias en pozos concesionados para uso público, agrícola e industrial. Considerando la temporada de muestreo y tipo de concesión o uso de agua de los pozos, se seleccionó un diseño factorial de efectos fijos de dos factores. La temporada de muestreo, factor A, tuvo dos niveles: lluvia y estiaje. El tipo de concesión del pozo, factor B, tuvo tres niveles: público, agrícola e industrial. El modelo factorial de dos factores se representa con la siguiente ecuación (Schuenemeyer & Drew, 2011):

$$PCA_{NE,ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + e_{kij} \quad (4)$$

$$i = 1, \dots, a, \quad ; j = 1, \dots, b, \quad ; k = 1, \dots, m$$

donde:

$PCA_{NE,ijk}$ = porcentaje de cambio anual del NE del pozo ijk

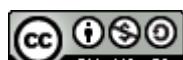
μ = promedio general del PCA_{NE} de todos los pozos

α_i = efecto del nivel i -ésimo del factor A

β_j = efecto del nivel j -ésimo del factor B sobre el PCA_{NE}

$\alpha\beta_{ij}$ = interacción entre los niveles i y j de los factores A y B

$e_{k(ij)}$ = error $\sim N(0, \sigma^2)$



Evaluación de la relación entre *NE* y *NH*

Para el análisis de la relación de *NE* y *NH* por localidad en los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla se calcularon los valores de *NH* para los años intercensales de 2000 a 2020 con las ecuaciones de regresión descritas en el apartado “Número de habitantes”.

La evaluación de la relación entre *NE* y *NH* se realizó con la ecuación de regresión lineal:

$$NH = c + m_2 NE + e_t \quad (5)$$

donde:

c = una constante

*m*₂ = pendiente de la recta que indica la relación entre el *NE* de un pozo

NH = localidad cercana de un pozo

Esta relación se estableció como válida a un nivel de significancia *p* < 0.05. Dado que los censos y conteos de población de 1995 a 2020 aportan seis datos, se utilizó el segmento recto de la curva exponencial de la población en función del tiempo (Figura 2), para calcular el *NH* de las localidades en los años intercensales de este periodo; de esta manera, el número de pares de datos para el cálculo de los coeficientes de correlación de *NH* y *NE* aumentó a 20.

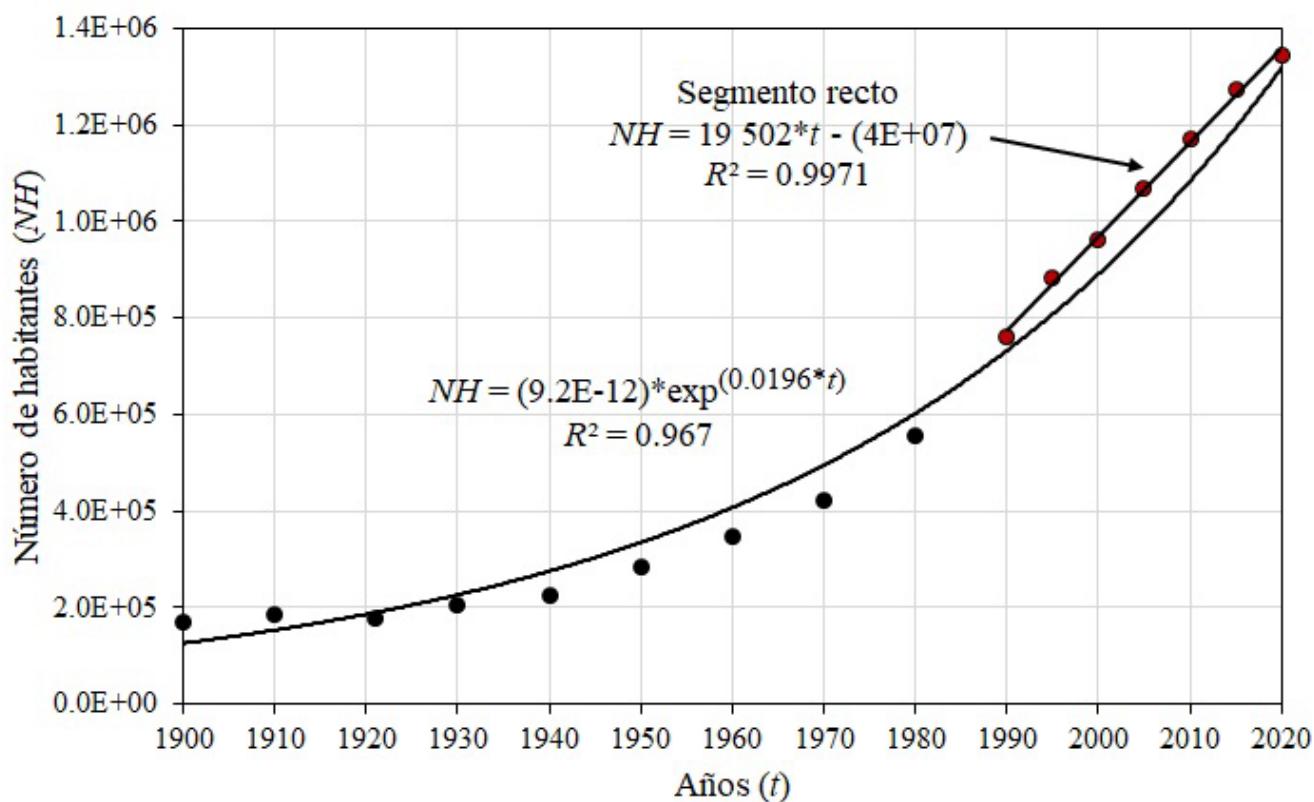


Figura 2. Comportamiento del número de habitantes para el Estado de Tlaxcala.

Tendencias de NE y NH

No fue plausible asociar la tendencia de NH de una localidad dada con la tendencia del NE de los pozos cercanos con los datos crudos de estas variables debido a que tienen diferentes unidades e intervalos. Por tal razón, se estandarizaron los datos de NH y NE con la siguiente ecuación:

$$\text{Dato estandarizado} = \frac{(\text{dato crudo} - \text{promedio})}{\text{desviación estándar}} \quad (6)$$

Posteriormente, se obtuvieron las ecuaciones de regresión lineal de los datos estandarizados de NH y NE en función del tiempo t . La significancia del modelo fue establecida a un nivel de $p < 0.05$:

$$NH = c + m_{NH}^* t + e_t \quad (7)$$

$$NE = a + m_{NE}^* t + e_t \quad (8)$$

Dado que m_{NE}^* tiende a disminuir y m_{NH}^* a aumentar con el tiempo, los valores de m_{NE}^* se multiplicaron por -1. Las pendientes se transformaron a grados de inclinación (α) mediante las siguientes expresiones:

$$\alpha_{NH} = \text{atan}(m_{NH}^*) * \frac{180}{\pi} \quad (9)$$

$$\alpha_{NE} = \text{atan}(-1 * m_{NE}^*) * \frac{180}{\pi} \quad (10)$$

Para determinar si los valores de α_{NH} y α_{NE} tienen diferencias estadísticas, se utilizó la prueba de t^* a $p < 0.05$, para dos muestras pareadas.



Análisis de componentes principales

La combinación lineal de los niveles estáticos de los pozos se estudió mediante el análisis de componentes principales (ACP). Una combinación lineal es el vector de los niveles estáticos multiplicados por un escalar, lo cual indica que los niveles estáticos están relacionados; de otra manera, los pozos que no lo están tienen un comportamiento que no cumple con este criterio. El ACP es un procedimiento matemático que transforma un sistema de variables correlacionadas a otra de variables no correlacionadas para reducir su dimensionalidad y determinar las combinaciones lineales (Daultrey, 1976; Schuenemeyer & Drew, 2011).

Los escalares o valores propios (λ_i) de los componentes principales —que a su vez representan las varianzas de los niveles estáticos (variables originales)— se calcularon con la ecuación característica de la matriz $\{R\}$:

$$|\{R\} - \lambda_i\{I\}| = 0 \quad (11)$$

donde:

$\{R\}$ = matriz de correlaciones de los NE

λ_i = valores propios de los componentes principales

$\{I\}$ = matriz identidad

Las cargas o correlaciones de los componentes principales con los NE se calcularon con la siguiente ecuación matricial:



$$\{L\} = \{E\} \cdot \{\Lambda\}^{\frac{1}{2}} \quad (12)$$

donde:

$\{L\}$ = matriz de las cargas o correlaciones entre los componentes principales y los NE

$\{E\}$ = matriz de vectores propios asociados con cada valor propio

$\{\Lambda\}$ = matriz diagonal de λ_i ; los elementos fuera de la diagonal son cero

Las operaciones matemáticas se realizaron en Excel, con los complementos Solver, MMult y Real Statistics.

Resultados

Número de habitantes

El censo de 2020 reportó que el NH en México fue de 126 014 024 habitantes y del estado de Tlaxcala 1 342 977. De los años 1900 a 2020, la población en México aumentó más de 800% y en el estado de Tlaxcala cerca de 700%; en número de habitantes, estos porcentajes son igual a 112.40 y 1.17 millones de habitantes, respectivamente. Hasta 1940, el número de habitantes se mantuvo constante, incluso con un descenso por la Revolución Mexicana de 1910 a 1924. El comportamiento de 1900 a 2020 del número de habitantes (NH) en México y en el estado de Tlaxcala se describió con un modelo exponencial $NH = C \cdot e^{kt}$ ($p < 0.05$), donde C



y k son constantes, con un comportamiento recto en los últimos 30 años; en este lapso, el NH aumentó 55.1% (44.7 millones) y 76.4% (581 mil), en México y en el estado de Tlaxcala, respectivamente. En particular, para el estado de Tlaxcala, de 1900 a 1910, la tasa de incremento fue de 1 285 hab·año $^{-1}$ y para 2010 a 2020 este valor aumentó a 17 304 hab·año $^{-1}$ (Figura 2).

Tasa de cambio de NE

La estadística básica mostró que los pozos del acuífero Alto Atoyac tuvieron valores de NE promedio, mínimo y máximo iguales a 57, 0.9 y 184 m, respectivamente. Para los pozos del acuífero Huamantla, los valores respectivos fueron de 68, 2.3 y 153 m. Los coeficientes de variación y de sesgo fueron mayores en los pozos del acuífero Alto Atoyac (70% y 0.8) que en los pozos del acuífero Huamantla (60% y 0.2). Los valores de curtosis resultaron igual a 0.5 para el acuífero Alto Atoyac y -0.6 para el acuífero Huamantla. La prueba de t mostró que los valores de NE entre los acuíferos fueron estadísticamente diferentes ($p < 0.05$).

El análisis mostró que en la época de lluvia seis pozos tuvieron tasas de cambio (m_{NE}) positivas y 67 pozos tuvieron tasas negativas. El promedio de m_{NE} fue igual a $-0.159 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$; el mínimo de -0.838 (pozo Huamantla 39); el máximo de $0.677 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ (pozo Tecopilco 7), y desviación estándar de $0.194 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$. Los valores más frecuentes de m_{NE} se encontraron entre 0.0 y $-0.4 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ en 87% de los pozos. El valor del coeficiente de correlación r de la ecuación de regresión (NE versus tiempo) resultó significativo ($p < 0.05$) en 57 pozos. En cuanto a la época

de estiaje, seis pozos tuvieron valores positivos de m_{NE} . El valor promedio de m_{NE} fue igual a $-0.153 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$; el mínimo de $-0.820 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ (pozo Huamantla 39); el máximo de $0.759 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ (pozo Tecopilco 7), y desviación estándar de $0.197 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$. Las tasas más frecuentes se encontraron entre 0.0 y $-0.4 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ en 85% de los pozos. El valor del coeficiente de correlación r de la ecuación de regresión resultó significativo ($p < 0.05$) en 63 pozos. La Figura 3 muestra las isolíneas de los valores de m_{NE} . La gráfica de NE de los pozos clasificados de acuerdo con el tipo de concesión o de uso *versus* tiempo (Figura 4) muestra una tendencia lineal de cambio descendente en todos los pozos.

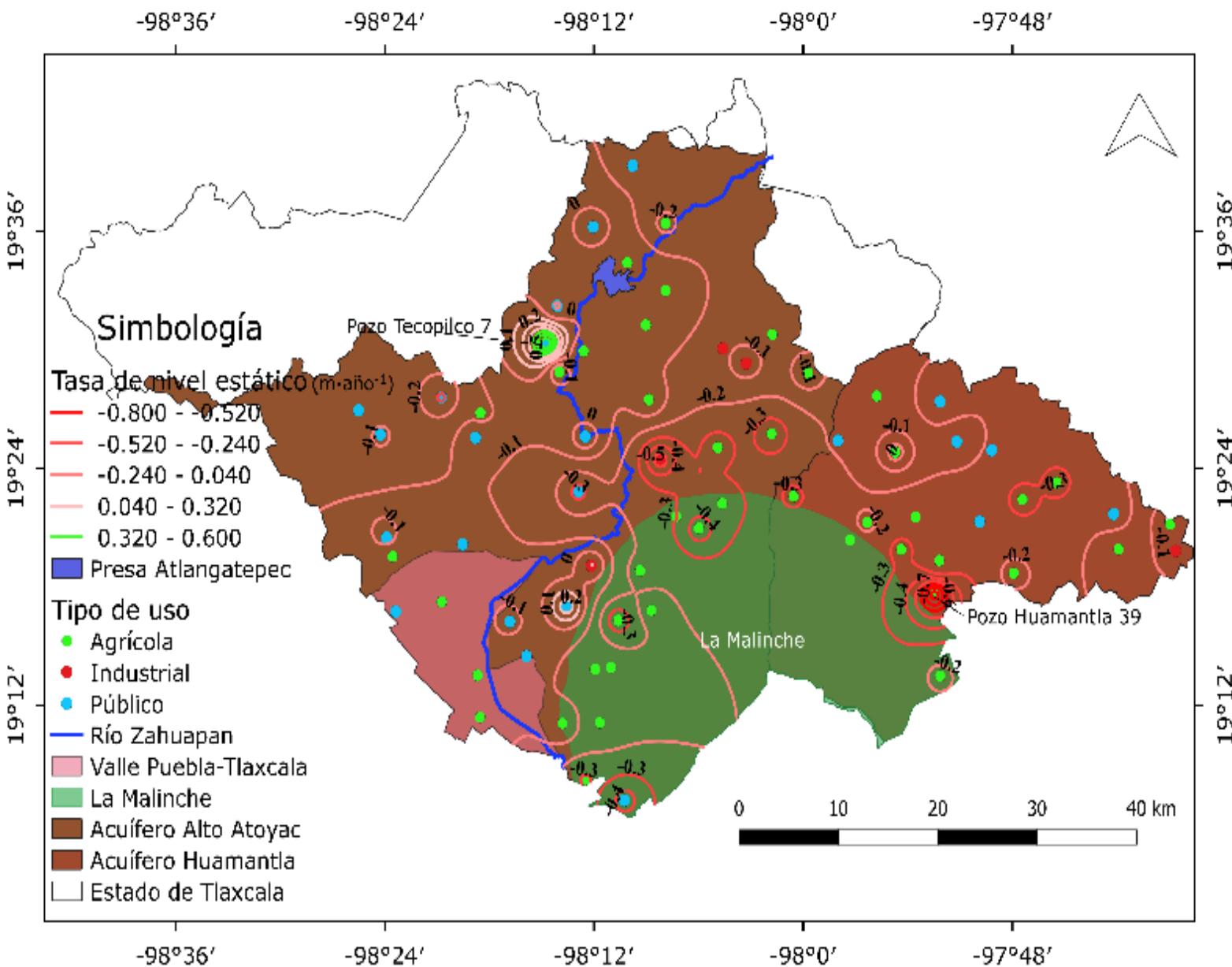


Figura 3. Isolíneas de las tasas de cambio del nivel estático (m_{NE}).

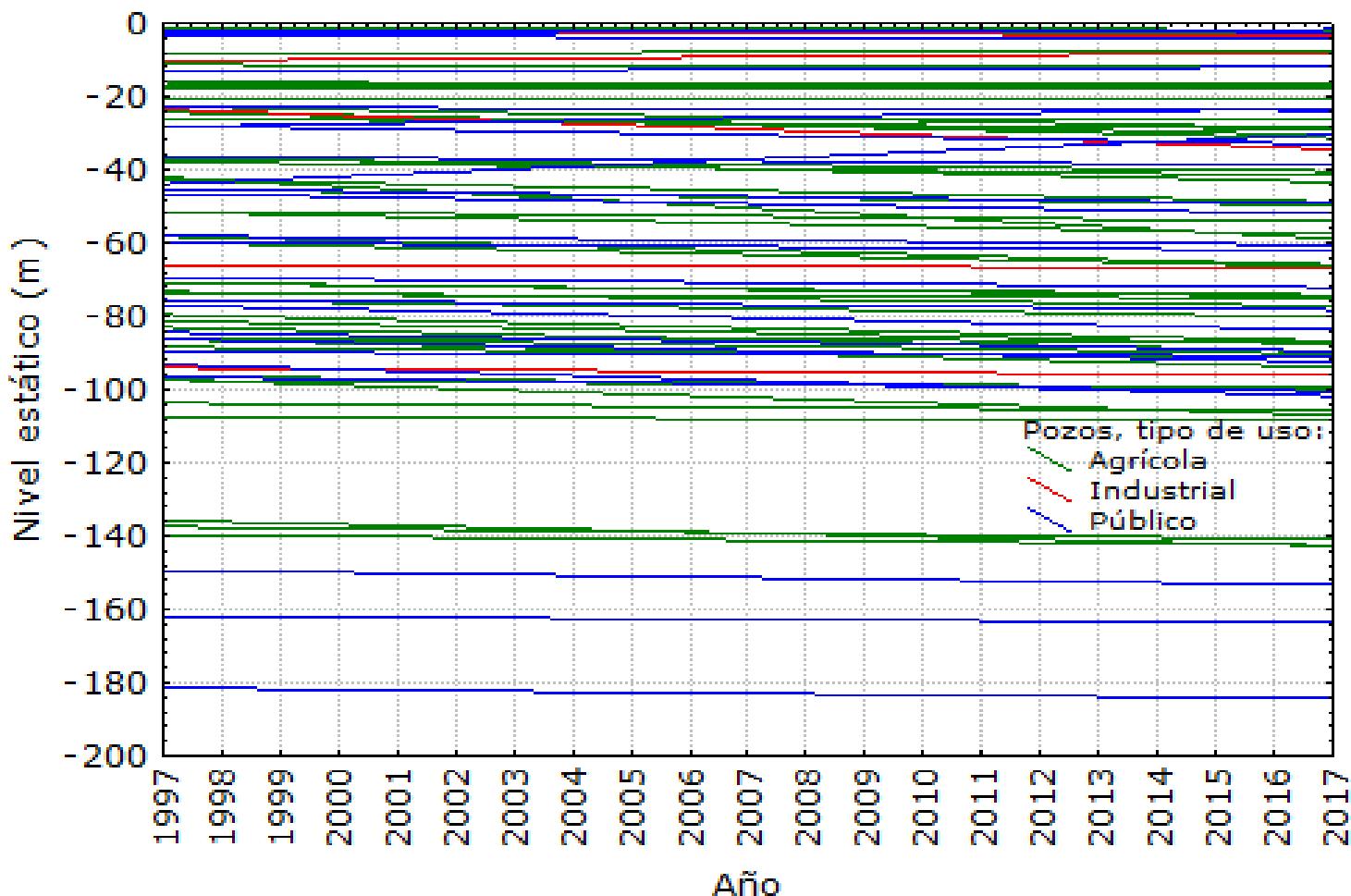


Figura 4. Niveles estáticos de los pozos clasificados por su uso *versus* tiempo.

Porcentaje de cambio anual del NE (PCA_{NE})

Los promedios de PCA_{NE} fueron iguales a -6.4% ($-0.159 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$) y -7.3% ($-0.153 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$), en la temporadas de lluvia y estiaje, respectivamente. El valor de PCA_{NE} más recurrente fue de 0 a -20% (de 0 a $-0.4 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$)

en 80% de los pozos. En seis pozos, los valores de PCA_{NE} fueron positivos. Los valores extremos de PCA_{NE} fueron de -50% ($-0.8 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$) en el pozo Huamantla 39 y $\approx 50\%$ ($0.7 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$) en el pozo Tecopilco 7. La distribución espacial de los valores de PCA_{NE} se encuentran en las isolíneas de la Figura 5. Las dos temporadas, lluvia y estiaje, tuvieron isolíneas comparables.

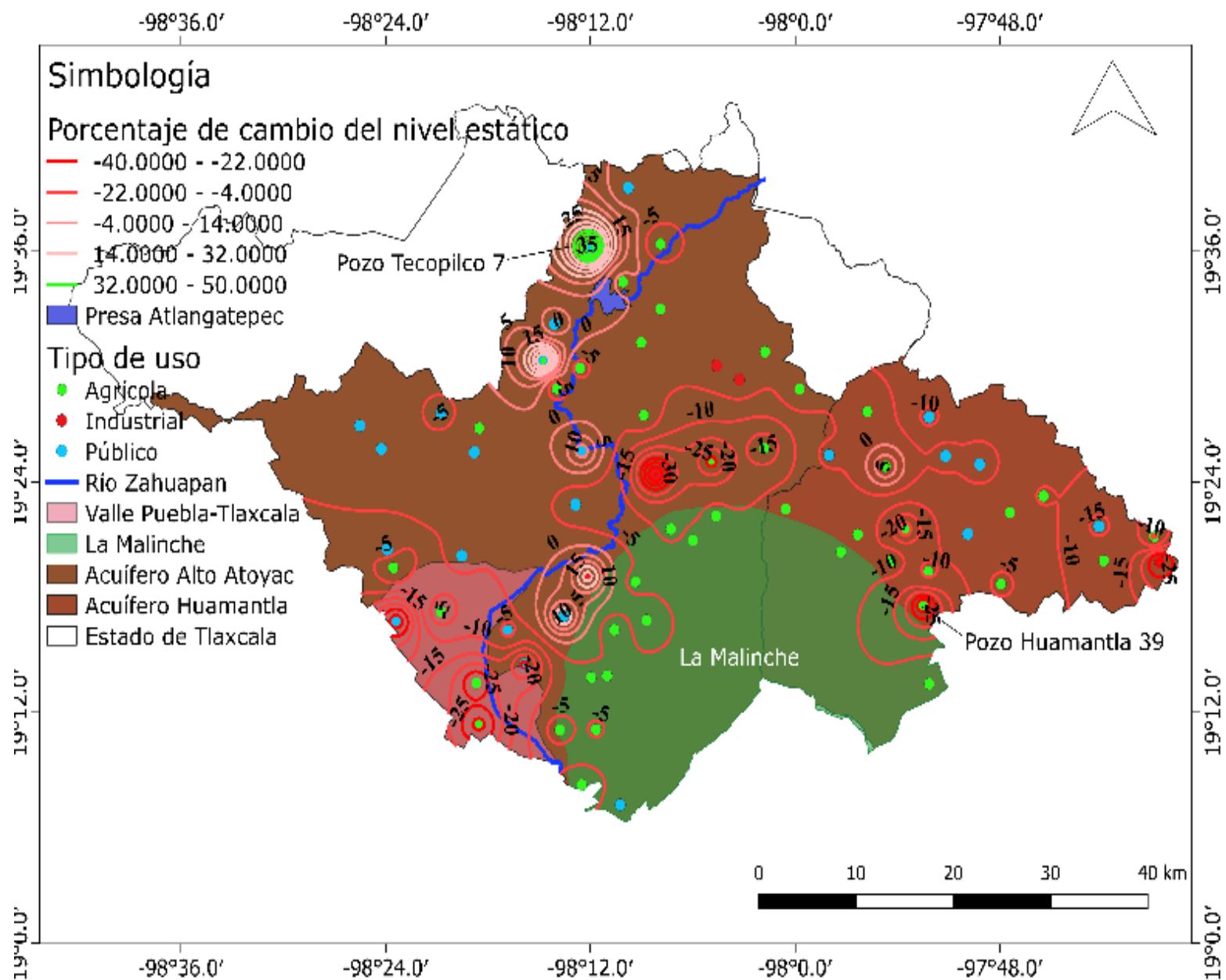


Figura 5. Isolíneas de porcentaje de cambio anual de los niveles estáticos (PCA_{NE}).

Comparación de PCA_{NE}

El análisis de varianza del diseño factorial de efectos fijos de dos factores (Tabla 2) para comparar de manera simultánea y combinada los pozos de acuerdo con su tipo de concesión y temporada de muestreo mostró que los valores de PCA_{NE} en las temporadas de lluvias y estiaje no tuvieron diferencias significativas, cuyos valores promedio fueron de -6.9 y -7.5%, respectivamente (Figura 6a). Mientras que los PCA_{NE} de los pozos concesionados para uso agrícola, industrial y público tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$). De acuerdo con la Figura 6b, estas diferencias se deben a que los PCA_{NE} en los pozos concesionados para uso agrícola e industrial son más pronunciados que en los pozos de uso público. El PCA_{NE} promedio en los pozos de uso público fue de -2.4% ($n = 24$); en los pozos de uso agrícola fue de -8.9% ($n = 44$), y en los pozos de uso industrial de -10.3% ($n = 5$).

Tabla 2. Análisis de varianza del diseño factorial de PCA_{NE} .

Fuente de variación	S.C.	g.l.	C.M.	$F_{cal.}$	P
Factor A (temporada)	5.85	1	5.9	0.03	0.87
Factor B (concesión)	1427.9	2	714.0	3.44	0.03
Interacción AB	8.20	2	4.1	0.02	0.98
Residual	29 026.9	140	207.3		
Total	30 468.9	145			

S.C.= suma de cuadrados

g.l.= grados de libertad

C.M.= cuadrados medios



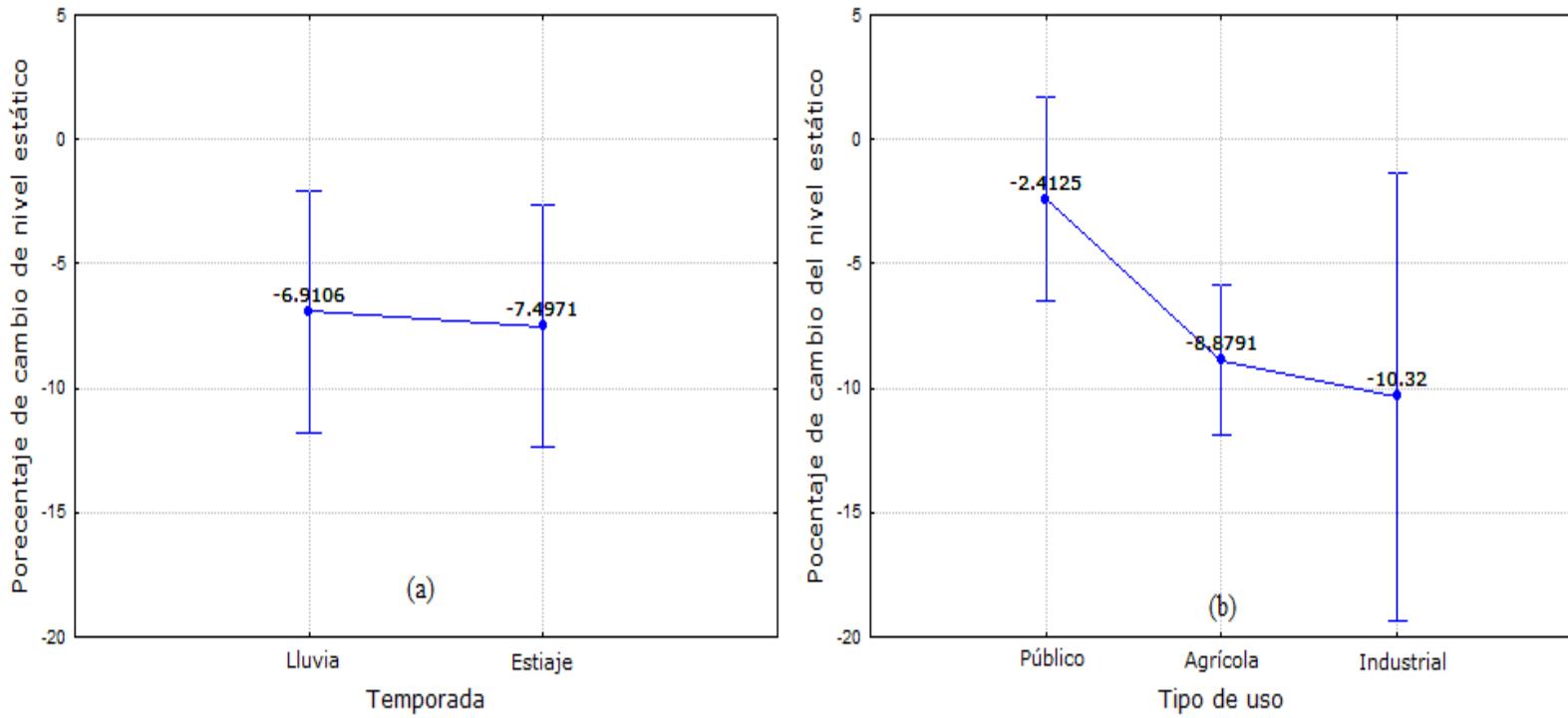


Figura 6. *PCA_{NE}* en temporada y tipo de uso.

Relación entre *NE* y *NH*

De los 73 pozos evaluados, 59 se asociaron con el *NH* de localidades aledañas (Figura 7), con los cuales se calcularon los valores de m_2 y r para los años de 1997 a 2017. Los valores de m_2 , que indican la relación entre *NE* de un pozo y el *NH* de una localidad, fueron negativos en 55 asociaciones y en 4 fueron positivos. El valor negativo de m_2 más pronunciado fue igual a $-16.5 \text{ cm} \cdot \text{hab}^{-1}$ (localidad Ocotitla), seguido de un valor de -4.9 en la localidad de Mesa Redonda. En 10 localidades, los valores de m_2 se encontraron de -1 a $-2 \text{ cm} \cdot \text{hab}^{-1}$; en 23 fue de -1 a -9

$\text{mm}\cdot\text{hab}^{-1}$, y en 20 localidades fue de -0.07 a $-0.9 \text{ mm}\cdot\text{hab}^{-1}$. Los valores positivos m_2 estuvieron entre 0.2 y $2.6 \text{ mm}\cdot\text{hab}^{-1}$. Los valores de r fueron significativos ($p < 0.05$) en 43 asociaciones de NE con la población y en 16 no lo fueron; es decir, en 73% de los casos la relación fue significativa.

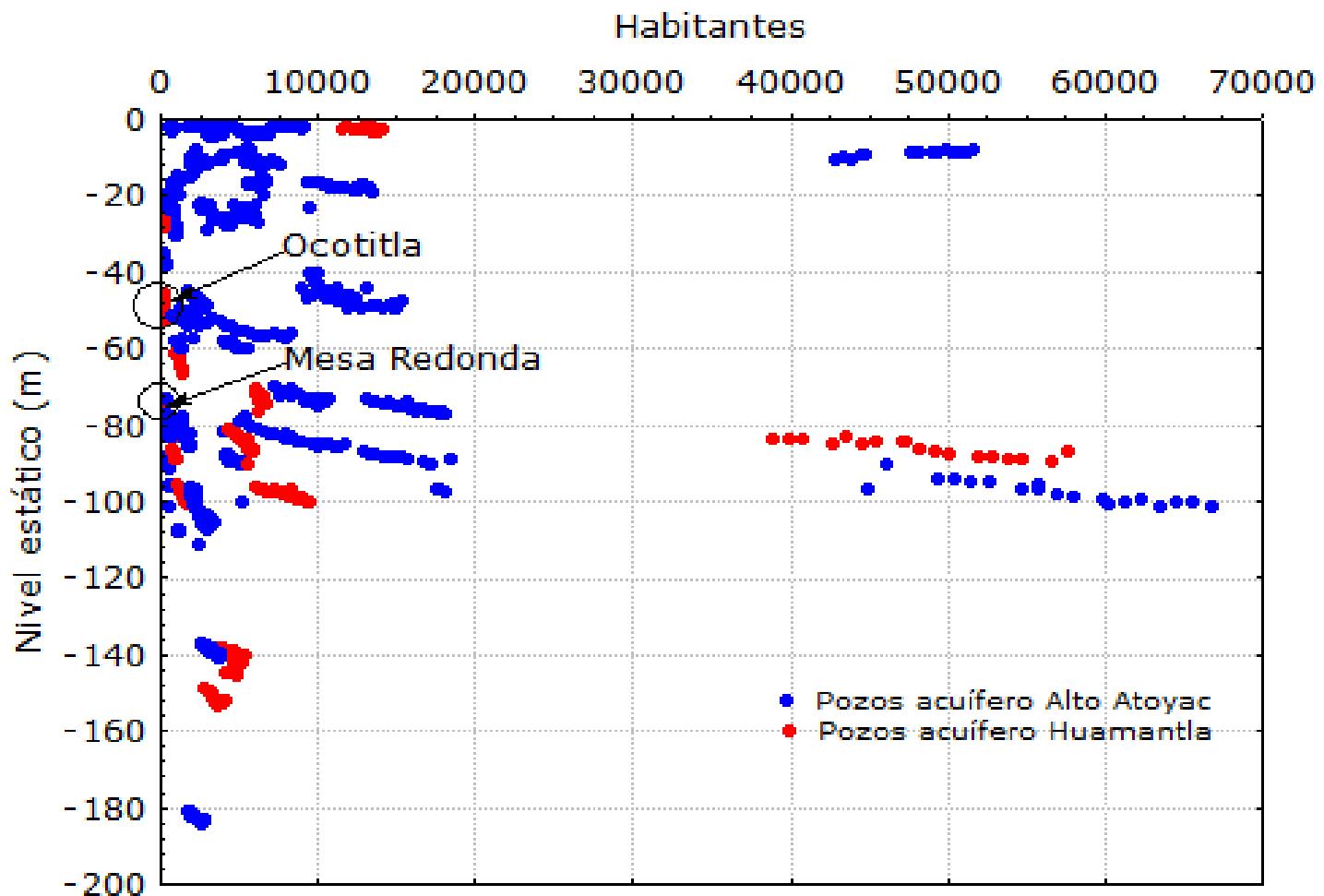


Figura 7. Relación entre NE y NH .

Tendencias de NE y NH

El análisis de las tendencias —negativas de NE y positivas de NH — con respecto al tiempo empleando datos estandarizados mostró que en 30 casos los grados de inclinación de las líneas de tendencia del nivel estático (α_{NE}) fueron mayores que los grados de inclinación de las líneas del número de habitantes (α_{NH}) y en 25 casos el resultado fue inverso. El promedio de los valores de α_{NE} fue igual a 5.2° y el promedio de los valores de α_{NH} fue igual a 6.3° . La prueba t^* de dos colas mostró que los promedios de α_{NE} y α_{NH} no tuvieron diferencias significativas ($p > 0.05$), y que el promedio de α_{NH} fue ligeramente mayor (4.2%) que α_{NE} . Sin embargo, los valores de α_{NE} tuvieron cuatro veces mayor variabilidad que los valores de α_{NH} .

Análisis de componentes principales

La Figura 8, Figura 9 y Figura 10 muestran el resultado del análisis de componentes principales. La distribución geográfica de los pozos correlacionados con los componentes a valores de $r > 0.8$ y $r < -0.8$ se encuentra en la Figura 8. La Figura 9 muestra los primeros 10 componentes principales con sus respectivos valores de λ_i que explican la varianza de los valores originales y la varianza acumulada en el eje derecho. El componente 1 tuvo un valor de λ_1 igual a 42.0, que representó 57.6% del total de los pozos; los componentes 2, 3 y 4 representaron el 6.4, 5.8 y 4.9%, respectivamente; los componentes 5 al 20 representaron de 2 a 1%. El 91% de los datos originales fue representado con 10

componentes y el 100% con 20. Sin embargo, solo tres componentes tuvieron cargas o correlaciones de $r > 0.8$ y $r < -0.8$ con las variables originales (niveles estáticos), y cinco componentes tuvieron correlaciones de $r > 0.6$ y $r < -0.6$. La Figura 10 muestra las cargas de los componentes 1 y 2: la Figura 10a para los pozos calificados con base en el acuífero y la Figura 10b con base en el tipo de uso. En ambas gráficas se observa una concentración de 47 pozos (64.4%) del lado derecho, los cuales tuvieron correlaciones positivas ($r > 0.6$) con el componente 1; en el lado izquierdo se encuentran cuatro pozos (5.5%), con correlaciones negativas ($r < -0.6$) con esta misma componente; es decir, con la componente 1 estuvieron correlacionados 51 (69.9%) de los 73 pozos. Dos pozos (2.7%) tuvieron correlaciones ($r > 0.6$) con la componente 2. Con la componente 3 estuvieron correlacionados negativamente ($r < -0.6$) cuatro pozos (5.5%). Con la componente 4 estuvieron correlacionados positiva y negativamente dos pozos (2.7%). Con la componente 5 estuvieron correlacionado negativamente un pozo (1.37%), y 13 pozos (17.8%) no estuvieron correlacionados con ningún componente.

-98°36' -98°24' -98°12' -98°0' -97°48'



19°36'
19°24'
19°12'

19°36'
19°24'
19°12'

Simbología

■ Presa Atlangatepec

Tipo de uso

● Agrícola

● Industrial

● Público

Pozos, acuífero

● Alto Atoyac

● Huamantla

— Río Zahuapan

■ Valle Puebla-Tlaxcala

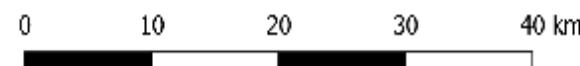
■ La Malinche

■ Acuífero Alto Atoyac

■ Acuífero Huamantla

□ Estado de Tlaxcala

Los números indican el componente principal,
con el cual los pozos están correlacionados ($0.8 < r < -0.8$)



-98°36' -98°24' -98°12' -98°0' -97°48'

Figura 8. Pozos correlacionados con las componentes 1 y 2 a un valor de $0.8 < r < -0.8$. El cero indica no correlación con estas componentes.

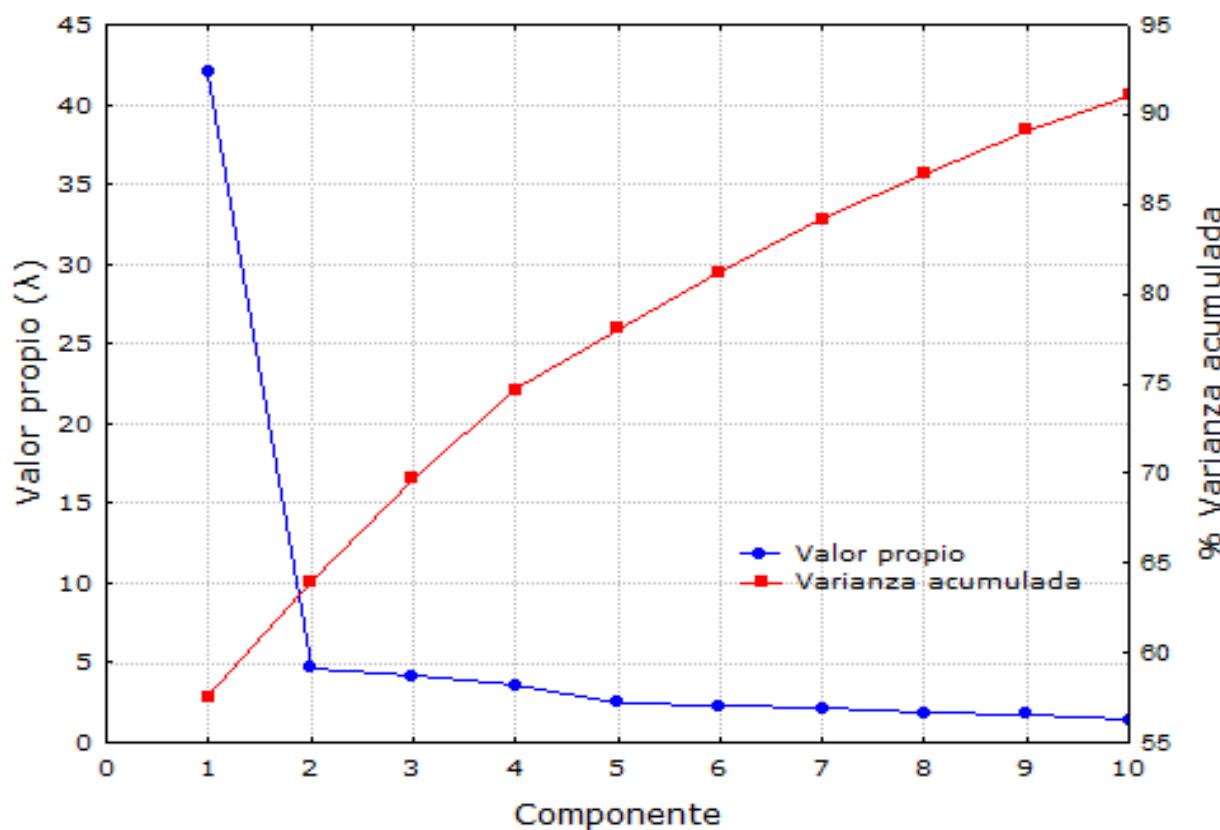


Figura 9. Varianza de los componentes principales.

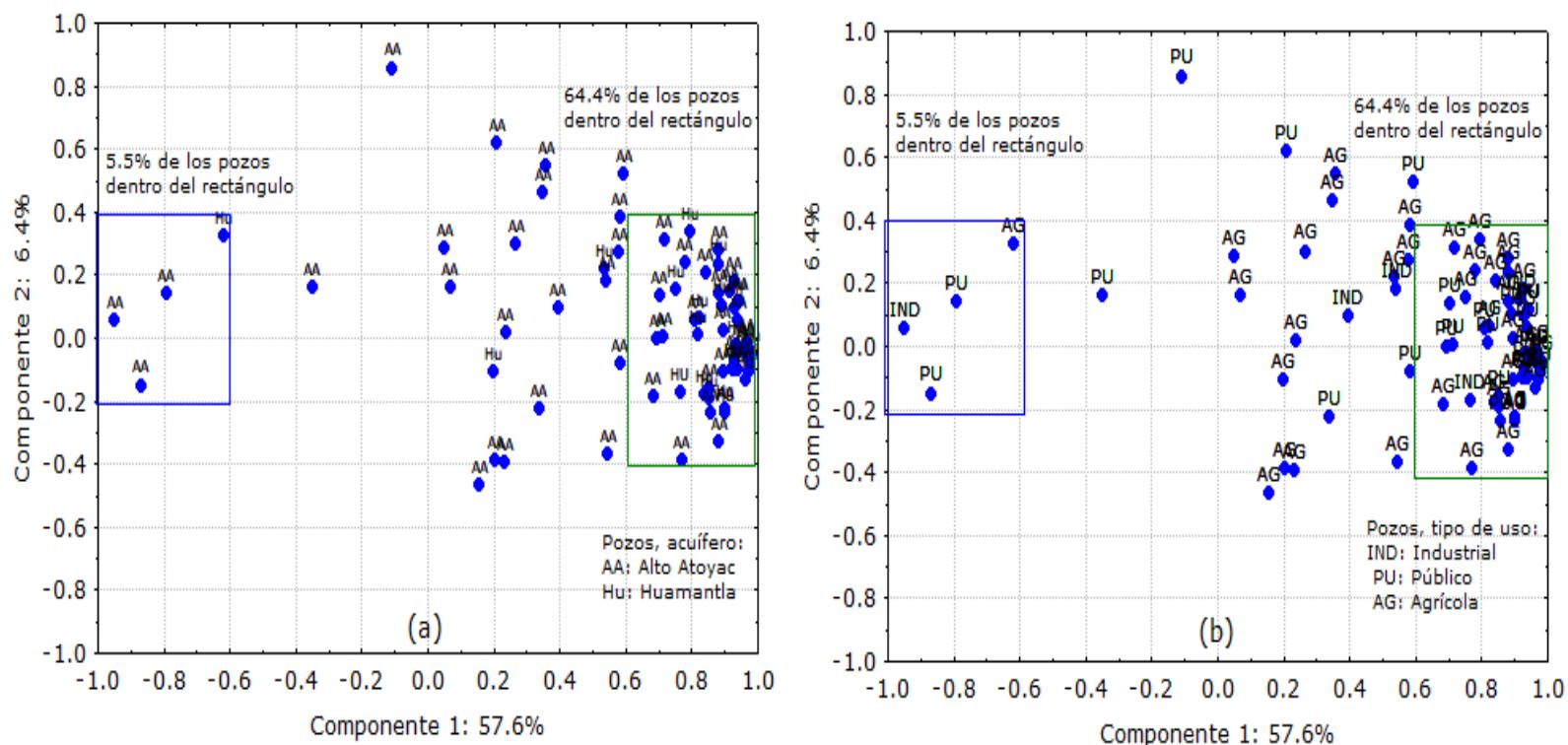


Figura 10. Correlaciones de los componentes 1 y 2. Pozos clasificados de acuerdo con el acuífero(a) y el tipo de uso (b).

Discusión

Número de habitantes

El *NH* de 1900 a 2020 en el estado de Tlaxcala se multiplicó por siete, con una tasa de crecimiento anual igual a 1.96%, la cual es ligeramente mayor a la tasa de 1.19% para México, que se encuentra casi en la parte media del *ranking* mundial de tasas de crecimiento de 116 países reportados por el WorldData.info (<https://www.worlddata.info>). En esta

misma base de datos se reporta que de 2012 a 2021 el *NH* en México se incrementó 11.07%, mientras que en el estado de Tlaxcala el *NH* de 2010 a 2020 aumentó 14.8%. El comportamiento del *NH* en el área de estudio se puede describir con un modelo exponencial, como se puede observar en la Figura 2. En los últimos 30 años, el crecimiento del *NH* fue recto, sumándose 581 mil habitantes; este comportamiento del *NH* es ligeramente diferente al de México, el cual tiende a estabilizarse, como se muestra en la página del INEGI (<https://www.inegi.org.mx>). Si el *NH* continúa aumentando de forma exponencial en los próximos 20 años, se sumarán unos 400 mil habitantes, lo cual traerá consigo mayor demanda y presión sobre el recurso hídrico.

Tasa de cambio de *NE*

Las profundidades promedio de *NE* indicaron que los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla son comparables con los reportados para el Valle de Atemajac y Toluquilla, Jalisco, México (Hernández-Antonio *et al.*, 2015). Los valores mínimos se ubicaron en pozos del Valle Puebla-Tlaxcala y los valores máximos en el área del Volcán La Malinche, lo cual hace evidente la influencia de la altitud y topografía. Los valores de sesgo y curtosis indicaron que los *NE* tienen distribución normal con base en el criterio que establecen McBean y Rovers (1998) para este estadístico, aunque los datos están ligeramente sesgados a la derecha ($C_s < 1$) y concentrados alrededor de la media ($C_k \approx 0$).

El número de pozos con signos positivos y negativos de m_{NE} fueron iguales tanto en la temporada de lluvias como de estiaje. El promedio,

mínimo, máximo, desviación estándar y frecuencia de los valores de m_{NE} de las temporadas de lluvias prácticamente fueron iguales a las de la temporada de sequía, lo cual podría ser un indicio de que la entrada de agua por lluvias a los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla no compensa la extracción. Las lluvias en el acuífero Alto Atoyac son de 878 mm anuales y en el acuífero Huamantla de 538 mm. El valor negativo más extremo de m_{NE} fue igual a $-0.838 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ en el pozo Huamantla 39, para riego en el Valle de Huamantla, el cual se aproxima al valor de $-1 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (Carrera-Hernández & Gaskin, 2007), y es comparable al valor reportado por Rahman, Kamruzzaman, Jahan, Mazumder y Hossain (2016) para el noroeste de Bangladesh. Los valores intermedios de m_{NE} ($-0.15 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$) indican que el agotamiento del agua subterránea en el área de estudio se encuentra dentro de los intervalos reportados en la literatura (Herbert & Döll, 2019; Hu *et al.*, 2019; Joshi *et al.*, 2021). En particular, para el acuífero Alto Atoyac, la Conagua (2015a) reportó una tasa de abatimiento de $0.1\text{--}0.2 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$, en el periodo 1997-2011, y para el acuífero Huamantla una tasa de abatimiento de $0.3\text{--}0.5 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$ (Conagua, 2015b). La prueba de t mostró que estas tasas de abatimiento son estadísticamente diferentes ($p < 0.05$). En cinco pozos, los valores de m_{NE} tuvieron signos positivos; estos pozos se encontraron cerca de la presa de Atlangatepec y de la laguna de Acuitlapilco, lo cual significa que dichos cuerpos de agua elevan el NE en alrededor $0.65 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$. Joshi *et al.* (2021) reportaron valores de elevación del nivel de agua subterránea de $1.28 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$. En la literatura se reporta que la elevación del nivel estático está correlacionada con corrientes superficiales y precipitación (Weider & Boutt, 2010; Dudley &

Hodgkins, 2013). En nuestra área de estudio, la cercanía de los pozos con los cuerpos de agua puede ser la causa de la elevación del nivel estático.

Porcentaje de cambio anual del NE (PCA_{NE})

Los valores de PCA_{NE} durante el periodo de 1997 a 2017 se encontraron en alrededor de 7%. En las zonas agrícolas de los valles de Huamantla y sur de la cuenca del Alto Atoyac, así como en la zona urbana de Apizaco, los valores de PCA_{NE} fueron de 10 a 35%; estos valores son altos, comparados con los reportados en la literatura (0.05-0.4%); valores de PCA_{NE} mayores a 1% se consideran significativos (Taranaki Regional Council, 2016). El análisis de varianza de tipo factorial del PCA_{NE} arrojó que no existen diferencias significativas entre las épocas del año; este resultado confirma que los cambios del NE no están asociados con el clima, sobre todo las precipitaciones pluviales (Rahman *et al.*, 2016; Fienen & Arshad, 2016; Kumar, Chandniha, Lohani, Krishan, & Nema, 2018; Lall *et al.*, 2020). El análisis de varianza mostró claramente el efecto del tipo de concesión sobre el cambio de NE; los pozos concesionados para uso industrial tuvieron valores de PCA_{NE} más pronunciados, seguidos por los de uso agrícola y público. Este resultado evidencia que el NE en los pozos de las industrias se abate unas cinco veces más que en los pozos de uso público.

Relación entre *NE* y *NH*

El análisis de la relación (m_2) entre *NE* y *NH* mostró mayores valores en dos pequeñas localidades aledañas: Ocotitla y Mesa Redonda. Una posibilidad de que en estas localidades se registraron los mayores valores de m_2 es que están localizadas en la montaña, en la parte alta de la cuenca, al norte del acuífero Huamantla, donde posiblemente las entradas de agua, como las precipitaciones pluviales, no compensan la extracción de agua del acuífero. Por otro lado, los menores valores de m_2 se calcularon en los pozos que se encuentra en los valles de las cuencas del río Zahuapan y del valle de Huamantla. En esta área no fue plausible evidenciar con claridad el efecto de *NH* sobre el abatimiento de *NE*, aunque la densidad de población es mayor comparado con la población que habita en la parte alta de la cuenca; esto se debe tal vez a que el volumen de agua extraída por los pozos es compensado por las entradas de agua superficiales y subsuperficiales; ello se argumenta con el resultado obtenido en el pozo Xicohtzingo, que se encuentra en la confluencia de los ríos Zahuapan y Atoyac, en el cual se calculó un valor de m_2 cercano a 0 y un valor de $r = -0.06$ ($p = 0.7922$).

Tendencias de *NE* y *NH*

Las tendencias de *NE* y *NH* medidas con los ángulos de inclinación (α) de las rectas de regresión mostraron que en 55% de los casos los ángulos de *NE* fueron mayores que los ángulos de *NH* y en 45% el resultado fue inverso. Aunque el ángulo promedio de *NH* fue ligeramente mayor al

ángulo promedio de NE , la prueba de t^* de dos colas mostró que los ángulos de NE y de NH no tuvieron diferencias significativas ($p > 0.05$). En la literatura se reporta —para las zonas áridas y semiáridas— una clara relación del abatimiento del acuífero por mayor demanda de agua debido al aumento de la población (Margat & van der Gun, 2013; Jakeman *et al.*, 2016; Islam & Islam, 2017; Kumar *et al.*, 2018; Boretti & Rosa, 2019; Elizondo & Mendoza-Espinosa, 2020; Hu *et al.*, 2019). Para el área de estudio, la relación del abatimiento del acuífero con el crecimiento de la población se observó que no es generalizado en todas las poblaciones y pozos, esto se puede deber a que el uso principal del agua es el agrícola y a que el área de estudio se encuentra en el altiplano mexicano, donde el factor de la altitud y la topografía tienen un rol en la recarga del acuífero como se ha reportado en la literatura (Jakeman *et al.*, 2016; Taranaki Regional Council, 2016; Islam & Islam, 2017). Este resultado implica que hay áreas en la zona de estudio donde hay una relación de NH con NE que debe ser tratada de manera diferente de aquellas áreas donde no existe, a fin de evitar posible desabasto de agua a la población.

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales mostró que los valores de NE en 60 pozos son una combinación lineal. Un solo componente representó cerca del 60% de la varianza, lo cual indica que NE de los pozos en torno a esta componente están en una misma dimensión y su comportamiento es colineal. La representación de la varianza aumentó a 75% con cuatro componentes. Con la componente 1 estuvieron correlacionados positiva y

negativamente 39 pozos ($r > 0.8$ y $r < -0.8$), de los cuales 23 se encuentran en el acuífero Atoyac y 16 en el acuífero Huamantla; a su vez, estos pozos fueron 23 de uso agrícola, 2 de uso industrial y 14 de uso público. Los pozos con valores de $r < -0.8$ asociados con la componente 1 tuvieron un valor de m_{NE} positivo. Con la componente 2 se correlacionó el pozo Xaltocan del acuífero Alto Atoyac para uso público, el cual se ubica cerca del río Zahuapan (Figura 8).

Es notorio el resultado que de los 33 pozos que no estuvieron correlacionados con ningún componente (valores de cero en la Figura 8), 27 se encontraron en el acuífero Atoyac y 6 en el acuífero Huamantla; 21 están dedicados a la agricultura, 3 a la industria y 9 para uso público. El efecto de la ubicación geográfica de los pozos sobre las correlaciones de NE con la componente 1 es evidente debido a que los pozos se encontraron en los alrededores del volcán La Malinche y en el Valle de Huamantla. Al norte y sur de la cuenca del Atoyac están los pozos que no se correlacionaron con ningún componente. Ello sugiere que el análisis de la correlación de los niveles estáticos con los componentes principales podría servir de apoyo para estudiar los pozos de agua de manera holística y mejorar su gestión, a fin de asegurar la provisión de agua a las futuras generaciones.

Conclusiones

El comportamiento del número de habitantes de México y Tlaxcala se describió con un modelo exponencial, pero en los últimos 30 años fue recto. Con este tipo de crecimiento se estima que en los próximos 20 años se sumarán 400 mil habitantes en el estado de Tlaxcala, los cuales aumentarán la demanda y presión sobre el agua.

La tasa promedio de *NE* respecto al tiempo fue igual a $-0.159 \text{ m}\cdot\text{año}^{-1}$. En seis pozos, las tasas fueron positivas y en 67 pozos fueron negativas. Las tasas de *NE* entre los acuíferos Alto Atoyac y Huamantla fueron estadísticamente diferentes ($p < 0.05$). La tasa promedio de *NE* —en términos de porcentaje de cambio anual— resultó igual a -6.4% . Estos valores indican que los descensos del nivel estático son comparables con los reportados en la literatura para otros lugares y tiempo, pero en términos de porcentaje de cambio son mayores. En las zonas agrícolas y en la zona urbana de Apizaco, los porcentajes alcanzaron valores de 10 a 35%.

El diseño factorial mostró que *NE* medido en las temporadas de lluvias y estiaje no tuvieron diferencias estadísticas, mientras que con base en el uso, las diferencias fueron significativas ($p < 0.05$). Gráficamente se observó que los pozos para uso agrícola e industrial tuvieron mayores porcentajes de cambio que los pozos de uso público. El *NE* en los pozos de uso industrial se abate hasta cinco veces más que en los pozos para uso público.

La relación entre el nivel estático y el número de habitantes resultó significativo en 73% de las localidades estudiadas; el valor más

pronunciado resultó igual a $-16.5 \text{ cm}\cdot\text{hab}^{-1}$ en un pozo y población ubicados en la montaña; en 52 casos, los valores se encontraron entre -0.01 y $-2 \text{ cm}\cdot\text{hab}^{-1}$ en pozos ubicados en los valles. Los valores significativos de r se obtuvieron en pozos ubicados en la montaña y los no significativos en los valles.

El promedio de los ángulos de las tendencias de NE fue menor que el promedio de los ángulos de las tendencias de NH . Es decir, los valores de NE disminuyen con menor rapidez que el aumento de NH . Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre ambos.

Los niveles estáticos del 57.6% de los pozos fueron representados en un componente principal. Los primeros cuatro componentes representaron 74.7% de los pozos. No obstante, con tres componentes, las correlaciones tuvieron valores $r > 0.8$ y $r < -0.8$, y con cinco componentes a valores $r > 0.6$ y $r < -0.6$. Los pozos correlacionados con la componente 1 se encuentran en el valle de Huamantla y alrededores de la Malinche. Los pozos que no tuvieron correlación con ningún componente están mayoritariamente al norte y sur del acuífero del Atoyac.

Referencias

- Andersen, M. A. (2019). Calculating and interpreting percentage changes for economic analysis. *Applied Economics Teaching Resources*, 32(1), 25-31.
- Boretti, A., & Rosa, L. (2019). Reassessing the projections of the world water development report. *npj Clean Water*, 2(15), 1-6. DOI: 10.1038/s41545-019-0039-9

Breña, A. F., & Breña, J. A. (2007). Disponibilidad de agua en el futuro de México. *Ciencia*, 58(2), 64-71.

Carrard, N., Foster, T., & Willetts, J. (2019). Groundwater as a source of drinking water in Southeast Asia and the Pacific: A multi-country review of current reliance and resource concerns. *Water*, 11(8), 1605. DOI: 10.3390/w11081605

Carrera-Hernández, J. J., & Gaskin, S. J. (2007). The basin of Mexico aquifer system: Regional groundwater level dynamics and database development. *Hydrogeology Journal*, 15, 1577-1590. DOI: 10.1007/s10040-007-0194-9

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015a). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Alto Atoyac (2901), Estado de Tlaxcala. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103387/DR_2901.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015b). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Huamantla (2903), Estado de Tlaxcala. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103389/DR_2903.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). Estadísticas del agua en México. Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php?publicaciones=1>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). Usos del agua. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/usos-del-agua>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020a). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Alto Atoyac. Recuperado de [https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1\(Edos_Acuiferos_18/tlaxcala/DR_2901.pdf](https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1(Edos_Acuiferos_18/tlaxcala/DR_2901.pdf)

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020b). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Huamantla (2903). Recuperado de [https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1\(Edos_Acuiferos_18/tlaxcala/DR_2903.pdf](https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1(Edos_Acuiferos_18/tlaxcala/DR_2903.pdf)

Daultrey, S. (1976). Principal components analysis. Recuperado de <https://alexsingleton.files.wordpress.com/2014/09/8-principle-components-analysis.pdf>, descargado 23/07/2008

Dudley, R. W., & Hodgkins, G. A. (2013). Historical groundwater trends in Northern New England and relations with streamflow and climatic variables. USGS Staff-Published Research, 731, 1-15. Recuperado de <https://digitalcommons.unl.edu/usgsstaffpub/731>

Elizondo, L. S., & Mendoza-Espinosa, L. G. (2020). An analysis of water scarcity in a drought prone city: The case of Ensenada, Baja California, Mexico. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(2), 01-55. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-01

Fienen, M. N., & Arshad, M. (2016). The international scale of the groundwater issue. In: Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. L., Rinaudo, J. D., & Ross, A. (eds.). Integrated groundwater management: Concepts, approaches and challenges (pp. 21-48). DOI: 10.1007/978-3-319-23576-9

Herbert, C., & Döll, P. (2019). Global assessment of current and future groundwater stress with a focus on transboundary aquifers. *Water Resources Research*, 55, 4760-4784. DOI: 10.1029/2018WR023321

Hernández-Antonio, A., Mahlknecht, J., Tamez-Meléndez, C., Ramos-Leal, J., Ramírez-Orozco, A., Parra, R., Ornelas-Soto, N., & Eastoe C. J. (2015). Groundwater flow processes and mixing in active volcanic systems: the case of Guadalajara (Mexico). *Hydrology and Earth System Sciences*, 19, 3937-3950. DOI: 10.5194/hess-19-3937-2015

Hu, Z., Zhou, Q., Chen, X., Chen, D., Li, J., Guo, M., Yin, G., & Duan, Z. (2019). Groundwater depletion estimated from GRACE: A challenge of sustainable development in an arid region of Central Asia. *Remote Sensing*, 11(16), 1908. DOI: 10.3390/rs11161908

Islam, S., & Islam, F. F. (2017). Spatial disparity of groundwater depletion in Dhaka City. Recuperado de <https://cest2017.gnest.org/group/2261/proceedings.html>

Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J. D., Ross, A., Arshad, M., & Hamilton, S. (2016). Integrated groundwater management: An overview of concepts and challenges. In: Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. L., Rinaudo, J. D., & Ross, A. (eds.). *Integrated Groundwater Management: Concepts, approaches and challenges* (pp. 3-20). DOI: 10.1007/978-3-319-23576-9

Jiménez, C. B. (2008). Calidad del agua en México: principales retos. En: Olivares, R., & Sandoval, R. (eds.). *El agua potable en México: historia reciente, actores, procesos y propuestas* (pp. 159-172). México, DF, México: Asociación Nacional de Entidades de agua y Saneamiento de México. Recuperado de <https://aneas.com.mx/documentos/>

Joshi, K. S., Gupta, S., Sinha, R., Densmore, A. L., Rai, S. P., Shekhar, S., Mason, P. J., & van Dijk, W. M. (2021). Strongly heterogeneous patterns of groundwater depletion in Northwestern India. *Journal of Hydrology*, 593, 126492. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126492

Kumar, P., Chandniha, S. K., Lohani, A. K., Krishan, G., & Nema, K. (2018). Trend analysis of groundwater level using non-parametric test in alluvial aquifers of Uttar Pradesh, India. *Current World Environment*, 13(1), 44-54. DOI: 10.12944/CWE.13.1.05

Lall, U., Josset, L., & Russo, T. (2020). A snapshot of the world's groundwater challenges. *Annual Review of Environment and Resources*, 45, 171-94. DOI: 10.1146/annurev-environ-102017-025800

Malamud, B. D., & Turcotte, D. L. (2013). Time series: Analysis and modelling. In: Wainwright, J., & Mulligan, M. (eds.). Environmental modelling: Finding simplicity in complexity (pp. 27-43). Oxford, UK: Wiley and Blackwell.

Margat, J., & van der Gun, J. (2013). Groundwater around the world: A geographic synopsis. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/282660947_Groundwater_around_the_World_A_Geographic_Synopsis

McBean, E. A., & Rovers, F. A. (1998). Statistical procedures for analysis of environmental monitoring and risk assessment. Vol. 3. Upper Saddle River, EEUU: Prentice Hall.

National Research Council. (1995). Mexico City's water supply: Improving the outlook for sustainability. DOI: 10.17226/4937

Palma, C. A. J. (2020). Calidad y disponibilidad del agua en México: visión de economía circular. En: Zamora. I., & Sánchez, D. (eds.). Panorama y perspectivas del agua en México, 2019-2024 (40-42). Ciudad de México, México: Instituto Belisario Domínguez, Senado de la República. Recuperado de <http://bibliodigitalibd.senado.gob.mx/handle/123456789/4803>

Rahman, A. T. M. S., Kamruzzaman, Md., Jahan, C. S., Mazumder, Q. H., & Hossain, A. (2016). Evaluation of spatio-temporal dynamics of water table in NW Bangladesh: An integrated approach of GIS and Statistics. Sustainable Water Resources Management, 2, 297-312. DOI: 10.1007/s40899-016-0057-4

Schuenemeyer, J. H., & Drew, L. J. (2011). *Statistics for earth and environmental scientists*. New Jersey, USA: John Wiley and Sons.

Taranaki Regional Council. (2016). State of the environment monitoring groundwater levels 1989-2013: Technical report 2014-126. Recuperado de <https://www.trc.govt.nz/council/plans-and-reports/monitoring-reports/environmental-monitoring-technical-reports/>

Valencia, V. J. C., Mendoza, J. F., Vargas, M. L., & Domínguez, E. M. L. (2006). *El agua en México*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx>

Weider, K., & Boutt, D. F. (2010). Heterogeneous water table response to climate revealed by 60 years of ground water data. *Geophysical Research Letters*, 37(24), L24405. DOI: 10.1029/2010GL045561

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-08

Artículos

Enriquecimiento de bacterias anammox a temperatura ambiente con inóculos de lodos activados

Enrichment of anammox bacteria at room temperature with activated sludge inocula

Iván Fernández-Dorado¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5252-6950>

Aylet Vega Aguilar², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1368-6788>

¹Empresa Mixta “Aguas de La Habana”, La Habana, Cuba,
ivang200278@gmail.com

²Universidad Tecnológica de La Habana “José Antonio Echeverría”,
Facultad de Ingeniería Química, La Habana, Cuba, ayletvega@gmail.com

Autora para correspondencia: Aylet Vega Aguilar, ayletvega@gmail.com

Resumen

El descubrimiento del proceso de oxidación anaeróbica del amonio (anammox) abre nuevas alternativas para la eliminación de nitrógeno, más económicas que los tradicionales sistemas de nitrificación-desnitrificación. El enriquecimiento de estas bacterias se ve favorecido a



temperaturas cálidas (superiores a 30 °C), similares a las que se logran en ambientes naturales cubanos. En este trabajo se evalúa el enriquecimiento de bacterias anammox a temperatura ambiente, con inóculos que provienen de diferentes sistemas de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales municipales en Cuba. Los reactores son operados en batch, y se alimentan con medio sintético con suficiente amonio, nitrito y carbonatos. La actividad anammox comienza a detectarse, bajo condiciones controladas, después de los 40 días. Los valores promedio obtenidos para las relaciones estequiométricas, N-NO₂⁻/N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻/N-NH₄⁺ fueron de 1.16 y 0.22, respectivamente. El mayor valor de la actividad máxima específica que se logra en los enriquecimientos es de 0.160 gNT·gSSV⁻¹·d⁻¹, operando con velocidades de remoción de nitrógeno entre 150 y 350 mgNT·l⁻¹·d⁻¹, y alcanzando una eficiencia media de remoción de nitrito del 93.8%. La actividad anammox en la fase estacionaria del crecimiento se afecta reversiblemente por la presencia de OD, lo cual es comprobado con ensayos en sistemas manométricos.

Palabras clave: anammox, enriquecimiento de bacterias anammox, inhibición reversible por oxígeno disuelto, remoción de nitrógeno.

Abstract

The discovery of the anaerobic ammonium oxidation process (anammox) opens up new alternatives for nitrogen removal that are cheaper than traditional nitrification-denitrification systems. The enrichment of these bacteria is favored at warm temperatures (above 30 °C), similar to those achieved in cubans natural environments. In this work, the enrichment of



anammox bacteria at room temperature was evaluated, with inocula that come from different activated sludge systems for the treatment of municipal wastewater in Cuba. The reactors are batch operated and are fed with synthetic medium with sufficient ammonium, nitrite and carbonates. Anammox activity begins to be detected, under controlled conditions, after 40 days. The average values obtained for the stoichiometric ratios, $N\text{-NO}_2^-/\text{N-NH}_4^+$ and $N\text{-NO}_3^-/\text{N-NH}_4^+$ were 1.16 and 0.22, respectively. The highest value of the maximum specific activity that is achieved in the enrichments is $0.160 \text{ gNT gSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$, operating with nitrogen removal rates between 150 and 350 $\text{mgNT l}^{-1} \text{ d}^{-1}$ and reaching an efficiency 93.8% nitrite removal media. The anammox activity in the stationary phase of growth is reversibly affected by the presence of OD, which is verified with assays in manometric systems.

Keywords: Anammox, enrichment of anammox bacteria, reversible dissolved oxygen inhibition, nitrogen removal.

Recibido: 06/09/2022

Aceptado: 17/03/2023

Publicado Online: 29/03/2023

Introducción

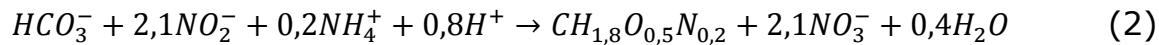
El proceso de nitrificación-desnitrificación tradicional es el más utilizado para la remoción biológica de nitrógeno en las aguas residuales. Este proceso implica elevados costes de explotación que podrían verse reducidos con el uso de nuevas alternativas de eliminación del nitrógeno de las aguas residuales basados en procesos completamente autótrofos, que incluyen una etapa de oxidación anaerobia del amonio (García-Ruiz, 2018). El proceso conocido como anammox (anaerobic ammonium oxidation, por sus siglas en inglés) oxida directamente el amonio a nitrógeno molecular (N_2), utilizando el nitrito como aceptor de electrones (Chen, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic 2020).

El amonio, el nitrito y el bicarbonato son los sustratos principales en el proceso anammox (van de Graaf, De Brujin, Robertson, Jetten, & Kuenen, 1996). El acoplamiento del átomo de nitrógeno del amonio y el átomo de nitrógeno del nitrito para formar gas dinitrógeno (N_2) comprende la reacción catabólica (Ecuación (1)):

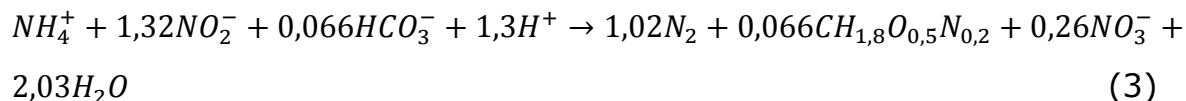


El proceso anammox es autótrofo, es decir, utiliza el HCO_3^- como fuente de carbono para la producción de biomasa en el anabolismo (Ecuación (2)) (van der Star, 2008). La oxidación de nitrito a nitrato genera los electrones necesarios para el proceso de reducción del HCO_3^- (van de Graaf *et al.*, 1996):





La reacción general de la combinación del catabolismo (Ecuación (1)) y el anabolismo (Ecuación (2)) fue propuesta y luego validada de acuerdo con la estequiometría encontrada experimentalmente por diversos estudios, quedando de la siguiente manera (Strous, Heijnen, Kuenen, & Jetten, 1998):



En ausencia de oxígeno molecular, las bacterias anammox activan el amonio a través del poder oxidante del óxido nítrico (NO). La oxidación anaeróbica de amonio es un proceso de tres pasos (van der Star, 2008), con NO e hidracina como intermediarios. Primero, el nitrito se reduce a NO; luego, el NO producido reacciona con el amonio para formar hidracina, catalizada por la enzima única hidracina sintetasa; y finalmente, la hidracina es oxidada a N₂ (Kartal *et al.*, 2011); las bacterias desnitrificantes normales tienen N₂O como intermedio, estando este compuesto ausente en la fisiología del anammox (Schalk, Oostad, Kuenen, & Jetten, 1998).

El proceso anammox lo realizan bacterias quimiolitotróficas, lo cual implica que la tasa de crecimiento y reproducción sea baja. La velocidad específica máxima de crecimiento para una biomasa anammox es de

0.065 d⁻¹ y el tiempo de replicación de 11 a 22 días. Ello se traduce en un largo periodo de tiempo para la puesta en marcha de los sistemas, superior a los 100 días (Strous *et al.*, 1998). Dependiendo del inóculo escogido, la tecnología utilizada y del afluente a tratar, este tiempo puede oscilar entre los 2 y 6 meses (Zhang *et al.*, 2017; van der Star *et al.*, 2008). En investigaciones desarrolladas en MBR (Membrane BioReactor, por sus siglas en inglés), se han obtenido tiempos de replicación tan bajos como 2 a 3 días (Lotti, Kleerebezem, Lubello, & van Loosdrecht, 2014). El lento crecimiento de estas bacterias, principal problema de las bacterias anammox, no limita la alta capacidad de remoción que tiene la biomasa, presentando valores de hasta 5 a 10 kg N.m⁻³.d⁻¹ (Ni & Zhang, 2013). Por otro lado, su lento crecimiento significa una baja producción de lodo, la cual es otra de sus ventajas. Este proceso no requiere de fuente externa de carbono, por lo que es una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales con elevada carga de nitrógeno amoniacal y baja concentración de materia orgánica biodegradable (Kuenen, 2008).

Las bacterias anammox son muy difíciles de aislar de los hábitats naturales, aunque se encuentran distribuidas ampliamente en el medio natural (Kuenen, 2008; Ali, Shaw, & Saikaly, 2020) y están presentes en el lodo de plantas de tratamiento de aguas residuales (Dapena-Mora *et al.*, 2004). Estos microorganismos fácilmente se inmovilizan a sí mismos en biopelículas compactas o gránulos, permitiendo un contenido muy alto de biomasa en el reactor (van der Star *et al.*, 2007). También se han logrado obtener altas concentraciones, como células libres en sistemas con MBR (van der Star *et al.*, 2008).

Sin embargo, el crecimiento de la biomasa y la estabilidad del sistema empleando bacterias anammox se ven afectados ante cualquier cambio de las condiciones operacionales y ambientales. Algunas variables importantes para considerar son las siguientes: las concentraciones de compuestos nitrogenados (nitrito y amonio), de materia orgánica, de oxígeno disuelto (OD), de salinidad, de compuestos tóxicos y de biomasa, el pH y la temperatura, entre otros (Jin, Yang, Yu, & Zheng 2012). Estas bacterias no son inhibidas por elevadas concentraciones de amonio y nitrato (1 gN.l^{-1}), sin embargo, el proceso es inhibido por la presencia de nitrito a concentraciones superiores a los $100 \text{ mg N-NO}_2.\text{l}^{-1}$. No obstante, mientras mayor sea la concentración de la biomasa anammox, se producirá una mayor degradación de nitrito y, por lo tanto, una menor acumulación e inhibición del proceso (Strous, Kuenen, & Jetten, 1999). A concentraciones superiores al 0.5% de oxígeno disuelto de saturación, la biomasa anammox es inhibida (Strous, van Gerven, Kuenen, & Jetten, 1997). La actividad se recupera cuando se restablecen las condiciones anaerobias en el interior del reactor, indicativo de una inhibición reversible del proceso después de mantener la biomasa anammox en contacto con oxígeno (Egli *et al.*, 2001).

Actualmente, la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que utilizan tecnología con el proceso anammox para la remoción de amonio se encuentran en países de climas fríos o templados (Lackner *et al.*, 2014). Su implementación solo ha sido posible en el tratamiento de la línea de lodos, consecuente con las altas concentraciones de amonio presente en este residual y las altas

temperaturas, necesarias para la digestión anaerobia de lodos (Chen *et al.*, 2020).

La temperatura ha sido un parámetro clave y limitante para el estudio e implementación de este proceso en la línea principal de las PTAR de lodos activaos en climas templados (Kamp *et al.*, 2019) debido a que el intervalo de temperatura óptima de crecimiento de las bacterias anammox es de 30 a 35 °C (Hoekstra, De Weerd, Kleerebezem, & van Loosdrecht, 2017). Éste es un problema fácil de resolver en los países con climas tropicales, como en el caso de Cuba, pues la temperatura media del agua residual municipal en una PTAR varía entre 20 y 30 °C. Recientes estudios se han encauzado en aprovechar dicha ventaja para la puesta en marcha de sistemas con bacterias anammox (Peralta & Serrato, 2016). Aunque se han logrado eficiencias de eliminación de nitrógeno satisfactoria en reactores a escala de laboratorio (Sánchez-Guillén, Jayawardana, López-Vázquez, De Oliveira, & van Lier, 2015b; García-Ruiz, 2018), no hay ejemplos conclusivos de implementación exitosa a gran escala en la línea principal de las PTAR municipales. Muchas revisiones han resumido las posibles estrategias operativas (Cao, van Loosdrecht, & Daigger, 2017) y se continúan realizando estudios para superar las limitaciones de su implementación (Gómez *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2022; Chen *et al.*, 2023).

De manera reciente se puso en marcha un sistema (Gómez *et al.*, 2020) donde la nitrificación parcial se desarrolla en un reactor con relleno móvil, y el proceso anammox se desarrolla en un sistema con biomasa granular, alcanzándose porcentajes de eliminación cercanos al 60% para el N total y al 75% para el N amoniacial, bajo condiciones similares a un

residual doméstico (concentración: 90 gN.m⁻³.d⁻¹) y a temperatura ambiente (15-20 °C). El empleo de la concentración de oxígeno disuelto (entre 1 y 1.5 ppm) fue una estrategia clave para controlar la concentración de NOB en el reactor de nitritación parcial (Gómez *et al.*, 2020). Otros estudios, como el de Sánchez-Guillén y colaboradores (Sánchez-Guillén *et al.*, 2015a; Sánchez-Guillén *et al.*, 2015b) demostraron la coexistencia de bacterias nitrificantes y anammox en biopelículas perfectamente estructuradas en un sistema de filtros biológicos para el tratamiento de aguas residuales con características medias similares a residuales municipales: concentración de amonio entre 100 y 250 mg.l⁻¹, de OD entre 1 y 2 mg.l⁻¹, bajo condiciones controladas de temperatura (30-35 °C). Estos investigadores obtuvieron elevadas eficiencias de remoción de amonio (80-99%) y nitrógeno total (54-92%) (Sánchez-Guillén *et al.*, 2015b; García-Ruiz, 2018). El presente trabajo evalúa el enriquecimiento de bacterias anammox en condiciones de climas cubanos, a partir de varios inóculos de diferentes sistemas de tratamiento de residuales municipales. Sería una primera etapa para la implementación de este proceso en las líneas de agua de PTAR operadas en países de climas cálidos.

Materiales y métodos

Para el enriquecimiento de bacterias anammox se llevan a cabo cinco experimentos con inóculos proveniente de diferentes sistemas de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales municipales (Tabla 1). La concentración de sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM) en el inicio de los experimentos varía entre 4 y 5 g·l⁻¹.

Tabla 1. Procedencia de los inóculos.

Lodo	Exp	Sistema de tratamiento	Edad del lodo (operación)
Luyanó	1	Lodo activado convencional con carrusel diseñado para la nitrificación-desnitrificación	> 25 días
	2		El sistema operaba con baja carga orgánica en comparación con datos de diseño
	3		
Hicacos	4	Lodo activado con aireación extendida diseñado solo para nitrificación	≈ 15 días Operación según diseño
MBR	5	Lodo activado con membranas sumergidas con tanques separados para la nitrificación y desnitrificación	> 50 días El sistema operaba con cargas bajas en comparación con datos de diseño

En todos los experimentos se sigue la misma metodología de trabajo para el crecimiento de las bacterias. La composición del medio de alimentación de los reactores, en cuanto a las especies nitrogenadas se basa en estudios previos (Dapena-Mora *et al.*, 2004; Strous *et al.*, 1998).

Estos estudios proponen mantener la composición del medio por debajo de 100 mg N-NO₂.l⁻¹ para evitar la inhibición del sistema.

Se añade suficiente NH₄Cl, NaNO₂, NaHCO₃ y Na₂CO₃ durante el periodo de evaluación; estos dos últimos para el control de la alcalinidad. A diferencia de la bibliografía consultada, en nuestro caso se emplea como solución base para la preparación del medio de alimentación el efluente proveniente de un filtro percolador (Tabla 2). Esta solución base se esteriliza previamente en autoclave (1 atm 121 °C x 15 min) para evitar la presencia de actividad microbiana en el afluente.

Tabla 2. Valores medios de los parámetros principales que caracterizan la calidad del residual empleado para la preparación del medio de alimentación.

DQO (mg·l ⁻¹)	DBO ₅ (mg·l ⁻¹)	OD (mg·l ⁻¹)	Nitrógeno (mg·l ⁻¹)			P total (mg·l ⁻¹)	Turbiedad (NTU)	SST (mg·l ⁻¹)	pH	Temperatura (°C)
			NH ₄ ⁺	Orgánico	Total					
38 ± 26	15 ± 13	2.7 ± 0.9	7 ± 4	1.9 ± 0.9	15 ± 6	2.0 ± 0.9	15 ± 9	4 ± 3	7.9 ± 0.3	27 ± 2

Reactor y operación

El reactor consiste en un recipiente de vidrio de cinco litros (22-26 cm), sellado en la parte superior con aperturas apropiadas para la ubicación de las sondas. Se realiza la medición y el control del OD, el pH y la toma de muestra. El sistema se opera en batch, pero no de forma cíclica (24 h), pues se alimenta según las necesidades del medio, al observarse disminución de los nutrientes. De esta forma se evita que se alcancen



concentraciones superiores a los 200 mg N-NO₂⁻.l⁻¹, lo que propicia la inhibición del proceso anammox. Con cada alimentación es propensa la intrusión de oxígeno, requiriendo además una desoxigenación para evitar la inhibición del sistema.

En los días iniciales, la concentración de las especies nitrogenadas en el reactor se mantiene alrededor de los 50 mgN·l⁻¹ tanto para el N-NH₄⁺ como para el N-NO₂⁻. Según el comportamiento de la carga de nitrógeno removida en el reactor, se va ajustando la carga de nitrógeno aplicada al mismo. Una vez que la concentración de N-NO₂⁻ comienza a disminuir, el ciclo de carga al reactor se mantiene en función de la remoción de éste. La concentración de nitrógeno total con que se carga el sistema al inicio del ciclo se va aumentando siempre y cuando el nitrito sea removido completamente. No se mantiene un control estricto de la temperatura, equilibrándose a las condiciones ambientales. La agitación se realiza por medio de barras magnéticas, con velocidades inferiores a 200 rev·min⁻¹, evitando grandes turbulencias en el volumen de la suspensión.

Ensayos de actividad

Para determinar la actividad de las bacterias anammox se emplearon dos procedimientos: la clásica medición *in situ* de las concentraciones de las especies nitrogenadas en los reactores para seguir su cinética (Dapena-Mora *et al.*, 2004) y los ensayos manométricos que se realizan con una muestra de biomasa de los reactores (Dapena-Mora *et al.*, 2007).

Para la ejecución de este ensayo manométrico, primero se selecciona el volumen de la solución de nitrito a dosificar al inicio del ensayo, de manera tal que la concentración de nitrito no sea limitante ni inhibidora. Típicamente, una concentración inicial de nitrito de 50 a 75 mg N.l⁻¹ es adecuada cuando se trata de evaluar una biomasa anammox que proviene de un lodo cultivado bajo condiciones no limitantes del nitrito. Se inicia la adquisición y el registro de los datos manométricos y la lectura de datos cada 30 a 60 min hasta observar el punto de ruptura en la curva de sobrepresión, que corresponde al agotamiento del nitrito. Para el cierre, se verifica el pH final y se toma una última muestra para determinar la concentración de SSVLM. Para el análisis, los datos recogidos durante los primeros 10 a 15 min del ensayo se deben desechar, ya que puede haber varios fenómenos superponiéndose, lo que afecta la sobrepresión.

Este ensayo manométrico se realiza en un sistema comercial disponible en el mercado (WTW OxiTop OC-110), con recipiente de vidrio de 500 ml de volumen. Para mayor detalle sobre la metodología para la determinación de la actividad y el procedimiento del ensayo, consultar la literatura (Lotti, van der Star, Kleerebezem, Lubello, & van Loosdrecht, 2012; López-Vázquez, Menéndez, & Fall, 2019).

Procedimientos analíticos

Todas las muestras se filtraron con membranas ($< 0.45 \mu\text{m}$) previo a la determinación de los componentes solubles (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- , DQO), empleando un espectrofotómetro UV-visible (DR6000, HACH LANGE, Alemania). La determinación de los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se midieron gravimétricamente empleando filtros de fibras de vidrio ($< 1.2 \mu\text{m}$). Todos los métodos y análisis empleados para determinar los parámetros necesarios en la caracterización de las muestras del agua residual se encuentran referidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, & WEA, 2012). Las mediciones de oxígeno disuelto (OD) y pH se hicieron con un equipo multiparamétrico (Multi 3 430, WTW, Germany).

Resultados y discusión

Los perfiles de las concentraciones removidas de las especies nitrogenadas (N-NO_2^- y N-NH_4^+), así como de la producción de nitrato en los cinco experimentos de enriquecimientos estudiados con los diferentes inóculos presentan un comportamiento similar. Para una mejor comprensión del proceso de enriquecimiento que se está llevando a cabo en el reactor, se describen las etapas observadas, tomando como ejemplo los resultados obtenidos durante el experimento 1 con lodo procedente de la PTAR Luyanó (Figura 1). Igualmente, se siguen las relaciones estequiométricas entre las distintas especies nitrogenadas, uno de los

criterios más empleados para evaluar el enriquecimiento de biomasa con bacterias anammox (Ni, Lee, Fessehaie, Gao, & Sung, 2010b; Zhang *et al.*, 2010; Sánchez-Guillén *et al.*, 2015a). Después se compararán las principales diferencias observadas entre los diferentes experimentos.

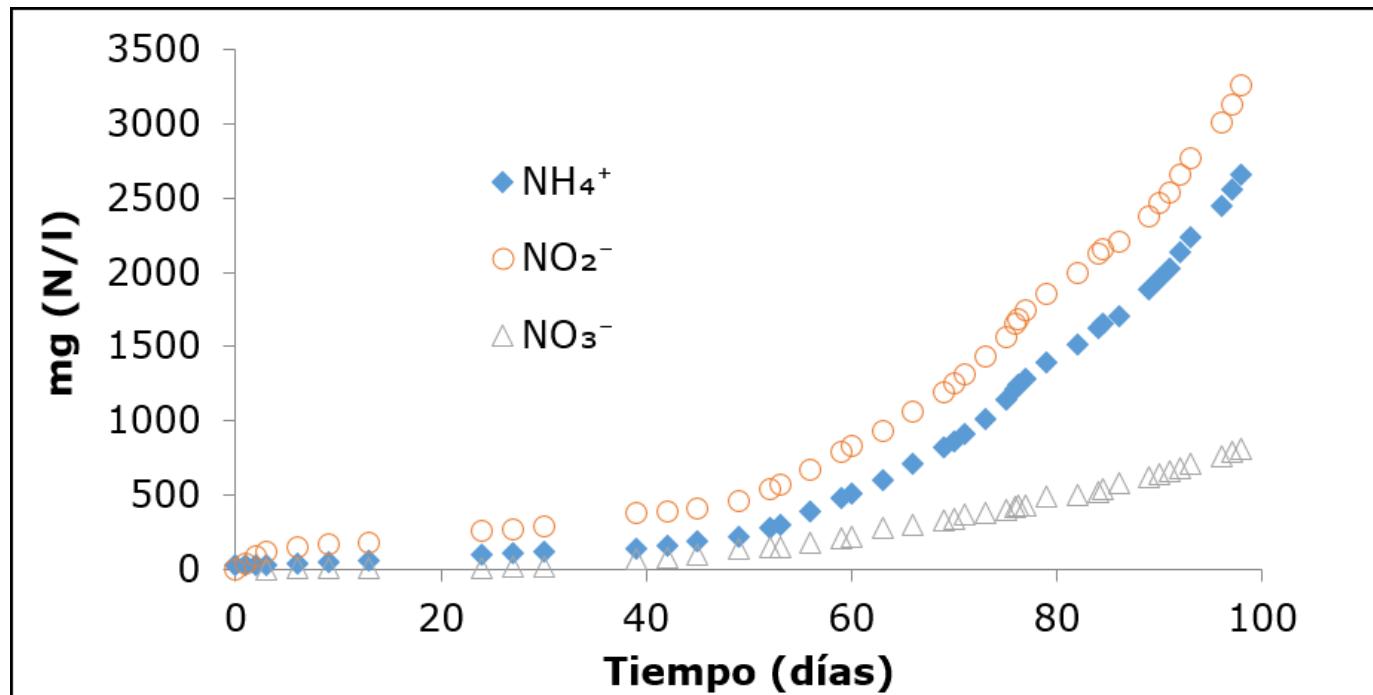


Figura 1. Acumulado de N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺ removido y N-NO₃⁻ producido en el enriquecimiento con el inóculo de la PTAR Luyanó (experimento 1).

Al menos tres etapas o fases diferentes se pueden apreciar en el comportamiento de las especies nitrogenadas, similar a lo discutidos en otros reportes de puesta en marcha o enriquecimiento de biomasa con bacterias anammox (Figura 1), ya sea para sistemas en suspensión, granular o en biopelícula (Araujo *et al.*, 2011; Tang, Zheng, Mahmood, &

Chen, 2009; Dapena-Mora *et al.*, 2004; Strous *et al.*, 1998; Sánchez-Guillén *et al.*, 2015a).

En la primera etapa, inmediatamente después de la inoculación, de pocos días de duración (0-6 días, para el caso de la Figura 1), se observa un aumento en el acumulado del N-NO₂⁻ removido, sin embargo, no se observa remoción del N-NH₄⁺ acumulándose en el sistema. No se advierte variación en el acumulado de nitrato en el reactor. En estos días iniciales el sistema no se alimentado de nuevo, se mantiene cerrado y aislado. La remoción de las especies oxidadas del nitrógeno (N-NO_x⁻) y el aumento del N-NH₄⁺ es indicativo de fenómenos de desnitrificación heterótrofa, siempre y cuando se tenga en el sistema materia orgánica biodegradable (Araujo *et al.*, 2011; Tang *et al.*, 2009). La mayor parte de la materia orgánica y amonio lo aportan los fenómenos de muerte de la biomasa activa, lisis celular y fenómeno de endogénesis (Dapena-Mora *et al.*, 2004). Al cambiar el ambiente de la biomasa, de uno aerobio a uno anóxico, sin materia orgánica extracelular, se produce la muerte de los organismos heterótrofos y los autótrofos aeróbicos. Durante este proceso también aumenta la concentración del nitrógeno orgánico biodegradable, que se convierten en su mayoría en N-NH₄⁺ soluble (Chen *et al.*, 2020), explicando su incremento en el sistema. Una vez que cesen los fenómenos asociados con la muerte celular, la remoción de nitrito es menor, al igual que la producción de amonio.

La segunda etapa se caracteriza por niveles de remoción pequeños e irregulares del N-NO₂⁻ sin remoción de N-NH₄⁺ prácticamente. Al final de esta etapa comienza la remoción de ambas especies (N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻), lo cual indica el comienzo de la actividad de bacterias anammox. Esta

fase es más prolongada que la anterior, en correspondencia con el lento crecimiento de este grupo bacteriano. Ello permite una selección adecuada de la población de bacterias anammox, favorecidas por un permanente suministro de sustrato. Durante esta etapa no se observa la reacción propia de las bacterias anammox; para el caso de la Figura 1 tiene un tiempo de duración aproximada de 50 días (del día 6 al 55).

Conjuntamente se sigue el comportamiento de las relaciones estequiométricas entre las distintas especies nitrogenadas involucradas en el proceso de remoción de nitrógeno. Para la construcción del gráfico mostrado en la Figura 2 y Figura 3 no se tienen en cuenta las relaciones estequiométricas durante la primera etapa. En la Figura 3 se puede observar que para la segunda etapa las relaciones estequiométricas entre el N- NO_2^- y el N- NH_4^+ removido por día disminuyen con rapidez hasta que el comportamiento de dicha relación tiende a permanecer constante en el tiempo, aproximadamente después de finalizada la segunda etapa. En el final de esta fase se evidencia un ligero crecimiento en la producción de nitrato (Figura 1), aumentando el acumulado del N- NO_3^- producido y la correspondiente relación estequiométrica entre el N- NO_3^- producido; el N- NH_4^+ removido cada día tiende a disminuir (Figura 3).

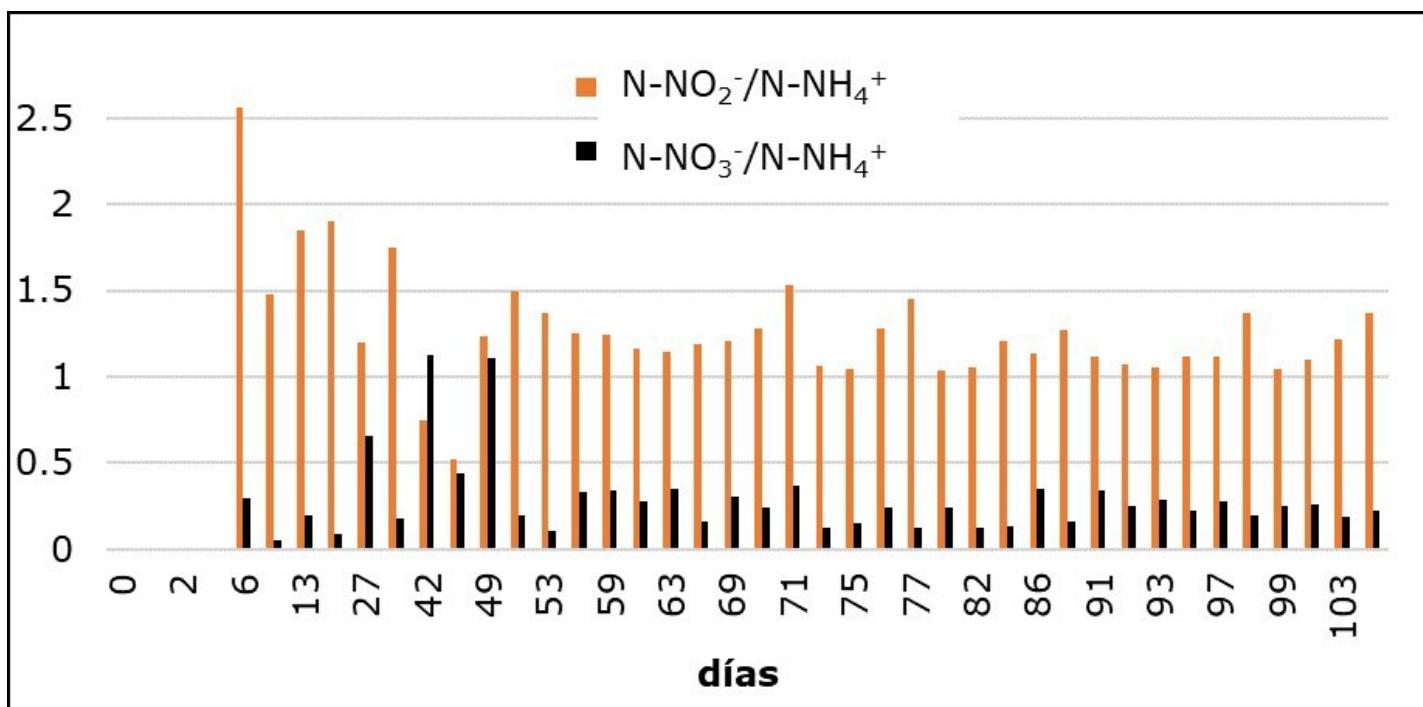


Figura 2. Relaciones estequiométricas $\text{N-NO}_2^-/\text{N-NH}_4^+$ y $\text{N-NO}_3^-/\text{N-NH}_4^+$ determinadas a partir de la remoción (N-NO_2^- y N-NH_4^+) y producción (N-NO_3^-) por día de las especies nitrogenadas.

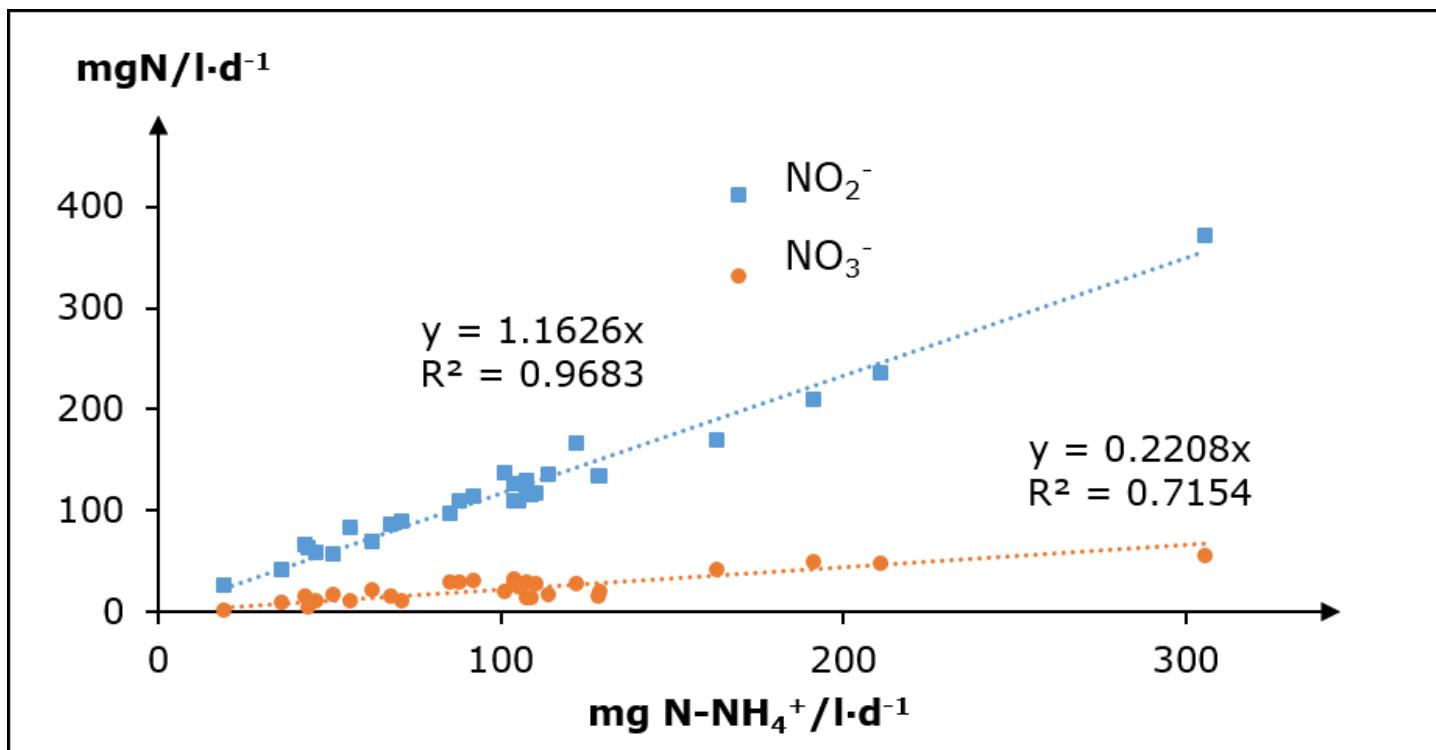


Figura 3. Correlación de la remoción de N-NO₂⁻ y producción N-NO₃⁻ con respecto a la producción de N-NH₄⁺.

El punto de inicio de la tercera etapa (posterior al día 55), además de una remoción de N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻, se caracteriza por la aparición de una espuma en la parte superior de la fase líquida del reactor, indicativo de desprendimiento gaseoso. En esta fase se aprecia un aumento exponencial del acumulado del N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻ removido, además comienza un aumento del acumulado del N-NO₃⁻ producido (Figura 1). En cuanto al comportamiento de las relaciones estequiométricas, se observa que el decrecimiento en su valor se hace cada vez menor (Figura 2), acercándose a un valor asintótico. Los valores promedios estimados para las relaciones estequiométricas N-NO₂⁻/N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻/N-NH₄⁺ en esta

etapa son de 1.16 y 0.22, respectivamente (Figura 3). Tales valores son similares a los valores típicos para la reacción anammox (1.32 y 0.26, respectivamente) reportados por primera vez (Strous *et al.*, 1998).

Comparación entre diferentes enriquecimientos

Aunque todos los enriquecimientos estudiados en el presente trabajo presentan un comportamiento similar al mostrado en la Figura 1, observándose al menos las tres primeras etapas, no en todos se logra una etapa de establecimiento o estacionaria en la cual se puedan realizar estudios para caracterizar la biomasa. Esto solo fue posible para los enriquecimientos con inóculos de la PTAR Luyanó. Durante la fase estacionaria se observa un cambio marcado en la coloración del lodo de marrón a rojizo, color característico de la biomasa con actividad anammox. En el espectro visible del efluente (Figura 4) se observa un hombro entre los 400 y 480 nm, y una pequeña señal entre los 520 y 550 nm, atribuidas al citocromo c (Dosta *et al.*, 2008), que se presenta en grandes cantidades para las bacterias anammox, y que juegan un importante papel en su metabolismo (Ni & Zhang, 2013). También se observa la formación de partículas o gránulos (aproximadamente 1 mm de diámetro) de color rojo con gran capacidad de sedimentación ($SS_{\text{efluente}} < 40 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Se ha reportado por varios autores que las bacterias anammox se caracterizan por formar agregados en formas de pequeños gránulos que favorecen su capacidad de sedimentación (Ni *et al.*, 2010a; van der Star *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2017).

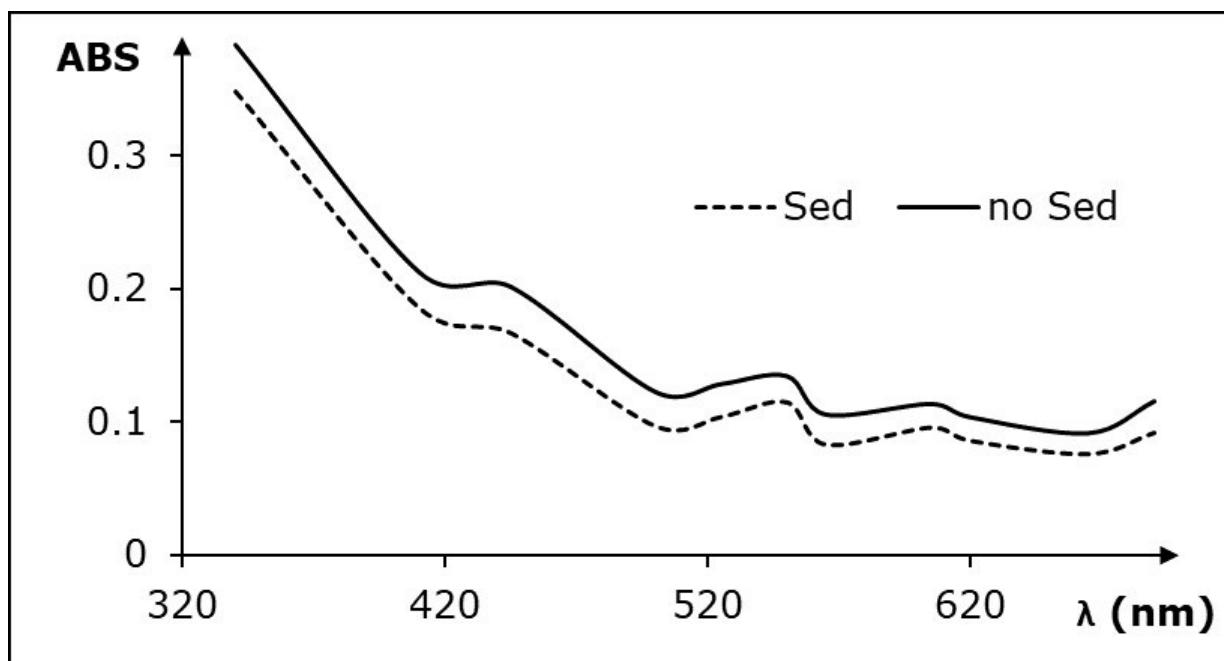


Figura 4. Espectro de absorbancia visible del efluente.

Todos los inóculos empleados para los enriquecimientos se caracterizan por ser lodos nitrificados (Tabla 1), con excepción del sistema de Hicacos, donde debido a las altas temperaturas en ambientes tropicales (28 °C promedio), la desnitrificación ocurre de forma descontrolada en el sedimentador secundario. En los otros sistemas de tratamiento existe una etapa previa de desnitrificación. Las pequeñas diferencias en las condiciones ambientales solo se deben a la temperatura del proceso de enriquecimiento. Los reactores se operan a temperatura ambiente (23-30 °C) sin ambiente controlado.

En la Tabla 3 se reportan algunos de los parámetros característicos para la biomasa resultante en cada uno de los experimentos de los enriquecimientos evaluados. Las diferencias en la duración de la primera

etapa no se reportan. El comportamiento de esta etapa depende básicamente de las características propias de cada inóculo, fundamentalmente de la cantidad de materia orgánica biodegradable extracelular y del grado de envejecimiento de la biomasa (Araujo *et al.*, 2011; Tang *et al.*, 2009). El tiempo en que inicia la tercera etapa o comienzo de la fase de propagación de la actividad anammox es variable (Tabla 3). En la literatura se reporta que la actividad anammox no se evidencia antes de los 60 días para enriquecimientos con inóculos provenientes de sistemas municipales de tratamiento de aguas residuales y con biomasa en suspensión operados en discontinuo y a 35 °C (Araujo *et al.*, 2011; Dapena-Mora *et al.*, 2004).

Tabla 3. Comparación entre diferentes enriquecimientos con inóculos de lodos activados.

Origen del lodo	Fase III		máxima remoción (mgN _T ·l ⁻¹ ·d ⁻¹)	SSV (g·l ⁻¹)	Temperatura (°C)	μ_{ap} (d ⁻¹)
	t _{inicio} (día)	t _{final} (día)				
Luyanó	Exp. 1	45-50	150	401	2.50	25 - 28
	Exp. 2	55-60	90	80	3.68	23 - 26
	Exp. 3	35-45	120	202	3.20	27 - 30
Hicacos		85-88	145	127	3.50	28 - 31
MBR		106-127	120	95	3.00	23 - 26

El tiempo en que se evidencia la actividad anammox también se afecta con la presencia de OD durante los enriquecimientos. Varios autores han reportado que es necesario superar los 85 días para lograr actividad anammox cuando se mantienen condiciones microaerofílicas ($OD < 0.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) en la fase de propagación (Laureni *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2013). Evidentemente este parámetro depende de la cantidad inicial de bacterias anammox presente en el inóculo, de la temperatura y de las condiciones del medio de crecimiento que se emplee. Como se observa en la Tabla 3, para enriquecimientos con inóculos procedente de la PTAR Luyanó este parámetro tiende a disminuir con un aumento ligero de la temperatura del sistema. Lo anterior está en correspondencia con la mayor actividad anammox a valores de temperatura entre 35 y 40 °C (Hoekstra *et al.*, 2017; Dosta *et al.*, 2008).

La velocidad de crecimiento aparente de las bacterias anammox (μ_{ap}) es uno de los parámetros cinéticos que también varía en función de las condiciones en las que se realizan los enriquecimientos (Zhang *et al.*, 2011; Ni & Zhang, 2013; Van Hulle *et al.*, 2010). Los valores de este parámetro en los enriquecimientos evaluados en este trabajo (0.085-0.052 d^{-1}) equivalen entre 8 y 13 días para duplicar la concentración de biomasa activa de las bacterias anammox, en correspondencia con el valor típico (11 días) reportado en la literatura para condiciones de enriquecimiento similares a las de este estudio (Strous *et al.*, 1998). Otros reportes indican que se puede aumentar la velocidad de crecimiento de las bacterias anammox, alcanzando de 5.5 a 7.5 días para duplicar la concentración de la biomasa activa anammox si se logra disminuir la

pérdida de la biomasa en las extracciones del efluente con el empleo de biorreactores de membrana (van der Star *et al.*, 2008).

Actividad anammox de la biomasa enriquecida

La actividad máxima específica (AME) es otro de los parámetros comúnmente empleado para determinar el grado de enriquecimiento de la biomasa con bacterias anammox. La evolución de este parámetro, determinado a partir de la suma del consumo de N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻ para el enriquecimiento del inóculo de la PTAR Luyanó (Exp. 1) se muestra en la Figura 5. La AME comienza a aumentar de forma exponencial desde el inicio de la tercera etapa (45 días) hasta alcanzar un máximo en el día 100. Tal comportamiento en la fase de propagación también se ha reportado por otros autores (Dapena-Mora *et al.*, 2004; Trigo, Campos, Garrido, & Méndez, 2006) y se relaciona con el crecimiento de las bacterias anammox.

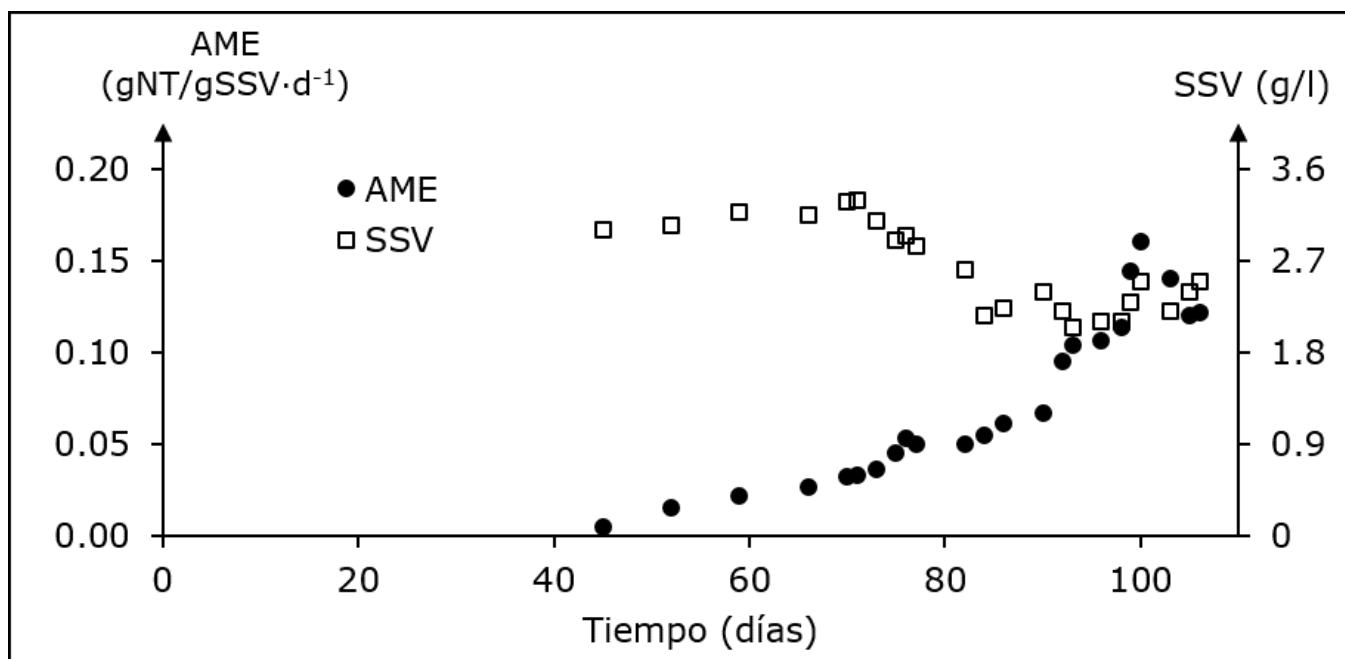


Figura 5. Comportamiento de la AME (actividad máxima específica) de las bacterias anammox en la biomasa y de los SSV durante el enriquecimiento con el inóculo de la PTAR Luyanó (experimento 1).

El aumento de la actividad anammox es un indicador del incremento de este grupo bacteriano en la biomasa. Sin embargo, el comportamiento de los SSV en el licor mezclado presenta una tendencia hacia la disminución (Figura 5) después que se evidencia la actividad de este grupo bacteriano. Lo anterior indica que conjuntamente a la fracción activa de los SSV se debe analizar la fracción inerte para explicar el comportamiento de los SSV en licor mezclado (Dapena-Mora *et al.*, 2004). Esta última fracción se afecta por el aporte debido a la muerte celular y por las extracciones de los SSV del sistema (Chen *et al.*, 2020).

Como se observan en el perfil de los SSV (Figura 5), cuando se evidencia la actividad anammox, los SSV aumentan de forma ligera desde 3.00 hasta 3.30 g·l⁻¹ durante la tercera etapa del enriquecimiento (45-70 día). En este intervalo de tiempo solo se realizaron tres extracciones del efluente en el sistema (aproximadamente 2.5 l por vez), por lo que no existe una pérdida apreciable de SSV. Lo anterior, en conjunto con el crecimiento de la biomasa anammox, explica la ligera alza en los SSV. Después del día 70, los SSV comienzan a disminuir, alcanzando un mínimo en 2.05 g·l⁻¹ en el día 90. Esto se debe a un aumento en más del doble de la frecuencia en las extracciones del efluente (dos veces por semana), provocando una baja en la concentración de los SSV inertes. También se afecta la concentración de la biomasa activa; al parecer ésta no aumenta, pues la carga removida de nitrógeno (N-NH₄⁺ + N-NO₂⁻) permanece prácticamente sin variación (110-120 mgNT·l⁻¹·d⁻¹). Por tanto, la AME con respecto a los SSV aumenta como se observa en la Figura 5. Después del día 90 se disminuye a dos veces por semana la frecuencia en la extracción del efluente (aproximadamente 1.5 l por vez). La carga afluente de las especies nitrogenadas va aumentando según sube la remoción de nitrito, operando con una carga removida de nitrógeno entre 150 y 350 mgNT·l⁻¹·d⁻¹ y la eficiencia media de remoción de nitrito es de 93.8%. Durante esta etapa se logra la mayor AME y también se observa un ligero incremento de los SSV (de 2.05 a 2.50 g·l⁻¹), lo cual sugiere que el crecimiento de la biomasa anammox supera la pérdida por muerte de la biomasa y las pérdidas de SSV por extracción.

Una vez estabilizado el sistema —capaz de operar con tasas de remoción superiores a los 200 g (N-NH₄⁺ + N-NO₂⁻)·l⁻¹·d⁻¹— se realizan

ensayos manométricos para la determinación de la AME. En este ensayo se mide la presión generada por el gas N₂ que se libera en la reacción anammox, considerando un comportamiento de gas ideal para estimar los moles de N₂ que se producen. Conjuntamente se sigue la cinética de las diferentes especies nitrogenadas en el reactor (Figura 6). En ambos casos, las mediciones de AME se realizaron cuando el N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻ no se encontraban en concentraciones limitantes y el oxígeno disuelto (OD) se ha eliminado por medio de la desoxigenación con N₂ gas. Los resultados obtenidos en la determinación de la AME en ambos experimentos son similares (Tabla 4) y no presentan grandes diferencias con los valores calculados a partir de la remoción promedio diaria. En la Tabla 4 también se reportan los valores obtenidos para las relaciones estequiométricas entre las diferentes especies nitrogenadas, que no difieren de forma apreciable de las reportadas en la literatura (Strous *et al.*, 1998).

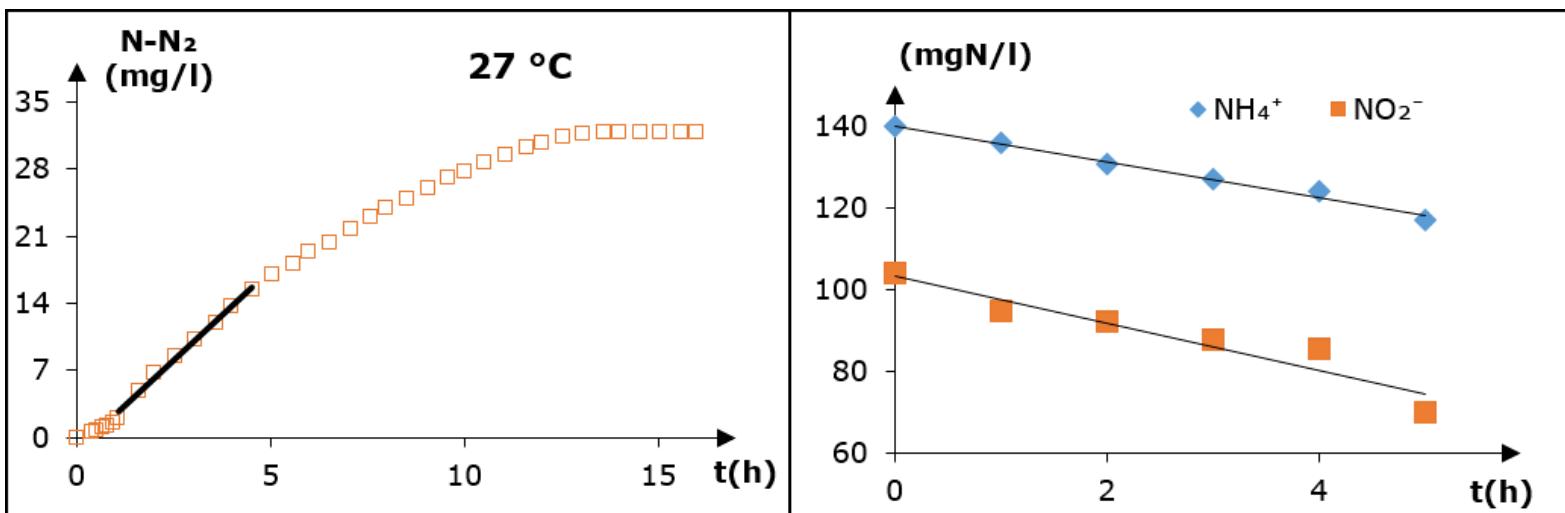


Figura 6. Experimentos manométricos y en el reactor para la determinación de la actividad anammox en la biomasa enriquecida con el inóculo de la PTAR Luyanó (experimento 1).

Tabla 4. Velocidad de remoción y relación estequiométrica para la reacción anammox de la biomasa enriquecida con el inóculo de la PTAR Luyanó (experimento 1).

Especies nitrogenadas (X)	Día 76 (2.95 gSSV·l ⁻¹)		Día 106 (2.50 gSSV·l ⁻¹)	
	(mgN-X·l ⁻¹ ·h ⁻¹)	N-X/N-NH ₄ ⁺	(mgN-X·l ⁻¹ ·h ⁻¹)	N-X/N-NH ₄ ⁺
N ₂ (manométrico)	4.5 ± 0.6	0.97	4.6 ± 0.4	1.03
NH ₄ ⁺ (reactor)	4.6 (5.5) *	1.00	4.4 (5.3) *	1.00
NO ₂ ⁻ (reactor)	5.6 (7.1) *	1.22 (1.29) *	5.8 (7.7) *	1.32 (1.45) *
NO ₃ ⁻ (reactor)	(1.6) *	(0.29) *	(1.9) *	(0.35) *

*Determinaciones realizadas a partir de las variaciones en 24 horas de las concentraciones de las especies nitrogenadas en el reactor.

Inhibición de la actividad anammox

Una vez que se logra establecer una biomasa con actividad anammox es necesario operar los reactores con concentraciones superiores a los 100 mg N-NO₂⁻·l⁻¹. Varios autores han reportado que la actividad de estas bacterias se inhibe de modo irreversible cuando el sistema supera estos niveles de concentración (Strous *et al.*, 1998; Ni *et al.*, 2010b). No obstante, otros autores reportan que es posible el crecimiento de bacterias anammox a concentraciones tan alta como 300 mgN-NO₂⁻·l⁻¹



solo con inhibición parcial de la actividad (Dapena-Mora *et al.*, 2007; Lotti *et al.*, 2012). De ahí que una alternativa para aumentar la carga de operación, en nuestro caso, es incrementar la concentración de las especies nitrogenados en el afluente, superando los $100 \text{ mg N-NO}_2^- \cdot \text{l}^{-1}$.

Los enriquecimientos con inóculos de Luyanó son realizados con un aumento gradual de las concentraciones de las especies nitrogenadas, hasta alcanzar valores de $300 \text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{l}^{-1}$ y $350 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{l}^{-1}$. En estas condiciones se alcanza el mayor valor de AME anammox para la biomasa enriquecida con el inóculo del Exp. 1 ($0.160 \text{ gNT} \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Aunque en los 15 días siguientes al máximo de AME anammox disminuye un 40%. En los 15 días posteriores del mínimo alcanza un 85% de la AME con respecto al máximo. La pérdida de la AME anammox y su posterior recuperación se vuelve a observar en otro ciclo, incluso con valores porcentuales similares. En ambos casos, la disminución de la actividad comienza cuando se recarga el reactor con un 50% del volumen afluente; esto provoca una inhibición reversible, con pérdida de actividad por 24 a 48 horas. Al parecer, este fenómeno está más relacionado con la inhibición reversible debida al OD que una toxicidad por N-NO_2^- .

Durante la pérdida de actividad anammox en el reactor (Luyanó Exp. 1) se observa una disminución del pH, consumo de alcalinidad y N-NH_4^+ , con un aumento de los niveles de N-NO_2^- , que indican actividad de organismos autótrofos oxidantes del amonio (OAA) (Metcalf & Eddy, 2014). La AME anammox se restablece y comienza a subir al limitar la extracción del efluente, realizándose solo cuando la eficiencia de remoción de N-NO_2^- en el reactor supera el 85%. La recarga al reactor se hace con apenas un litro de residual afluente cada 3 o 5 días, manteniéndose la

carga de nitrógeno afluente con altas concentraciones de las especies nitrogenadas ($600 \text{ mgNT}\cdot\text{l}^{-1}$). Estas condiciones de operación solo minimizan la intrusión de OD al sistema, favoreciendo la recuperación de la AME anammox.

El efecto inhibitorio reversible del OD también se observa en los restantes enriquecimientos con inóculos de Luyanó y en los ensayos manométricos cuando no se efectúa la desoxigenación (Figura 7). En estos ensayos se observa una disminución de la presión en la primera etapa de los experimentos manométricos asociada con un consumo de un componente gaseoso. También en este periodo disminuye el pH y aumenta la concentración de N-NO_2^- con el consumo correspondiente de N-NH_4^+ . Todo esto indica nitrificación, posiblemente debido a la actividad de las OAA; a la vez, se inactivan las bacterias anammox por la presencia de OD.

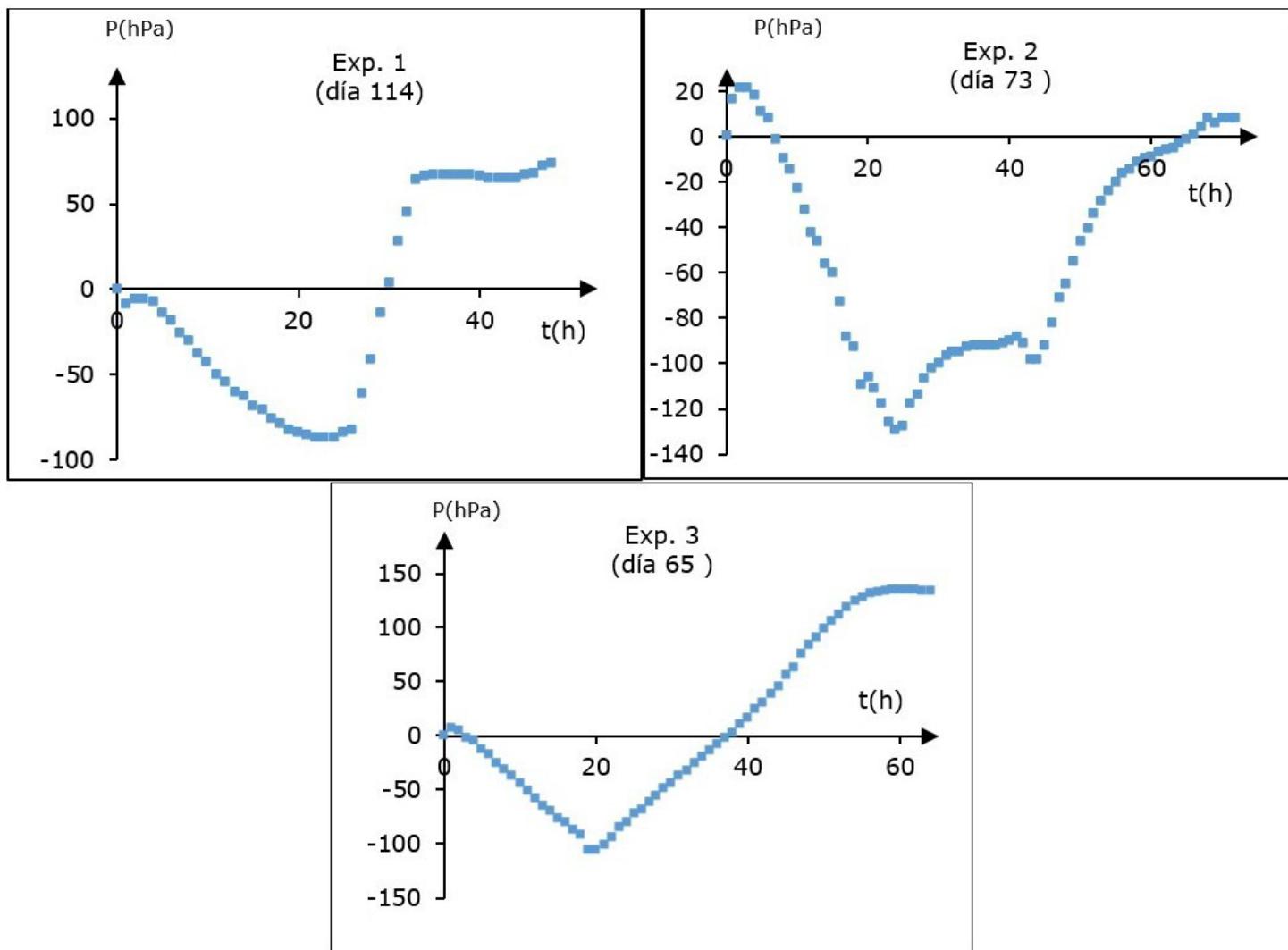


Figura 7. Variación de la presión durante los ensayos manométricos, sin desoxigenación del sistema, para los diferentes enriquecimientos con inóculos de la PTAR Luyano.

La presión mínima promedio (100 hPa) en los ensayos similares a la Figura 7 se alcanza entre las 20 y 22 horas. Este comportamiento es prácticamente constante en todos los casos, cuando la fase líquida de partida presenta actividad anammox y de las OOA. La caída de presión

observada se debe a que el sustrato limitante para los OAA es el OD y sus niveles en la fase acuosa (cerrado y con volumen constante) se ven limitados en particular por la difusión de la fase gaseosa a la acuosa. Una vez que se consiguen niveles muy bajos de OD (valores mínimos de presión) se restablecen condiciones anaeróbicas que favorecen la actividad anammox, produciéndose N₂ (aumento de la presión en los experimentos manométricos); a partir del consumo de N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻, sube el pH y se produce N-NO₃⁻.

La alternativa para aumentar la carga en los enriquecimientos con inóculos de Hicacos y del MBR piloto fue incrementar la frecuencia de extracción del efluente en los reactores, pero de tal forma que no se superaran los niveles de nitritos considerados como tóxicos (100 mg N-NO₂⁻·l⁻¹). Esto trae consigo un alza de la frecuencia de recarga del afluente, que contiene suficiente OD y provoca inhibición reversible de la actividad anammox. El OD en el reactor se consume debido sobre todo a la actividad OAA. Cuando en solución solo se tiene la presencia de nitrito no se observa una caída apreciable del OD, lo que indica que no hay actividad de las bacterias autótrofas nitrificantes del nitrito (OAN). Una vez que el OD alcanza niveles muy bajos se detiene la actividad de los OAA (estrictamente aeróbicos) y se tienen condiciones favorables para las bacterias anammox.

El control del pH para los enriquecimientos con inóculos de Luyano se sigue muy de cerca, impidiendo que éste disminuya y se alcancen pH ácidos. La actividad de los OAA provoca una disminución del pH, un efecto poco deseable si los valores disminuyen a niveles inferiores a 7.0. Es conocido que a pH ligeramente ácidos puede formarse HNO₂ en

concentraciones suficientemente perjudiciales para el medio debido a su gran efecto tóxico (Van Hulle *et al.*, 2010; Jin *et al.*, 2012). Probablemente, debido a la inexperiencia en los primeros enriquecimientos (inóculos de Hicacos y MBR), se propiciaron niveles de OD en el licor mezclado que afectaron de forma negativa la actividad anammox y favorecieron la actividad de los OAA. Para estos dos casos se observa la pérdida progresiva de actividad anammox en cada ciclo, después que sube la frecuencia de extracciones y recargas. En conjunto, la biomasa cambia su coloración de rojizo a marrón. También se observa la disminución del pH, alcanzando en algunas ocasiones valores inferiores a 6.5. Estas señales de pérdida evidente de la actividad anammox sugieren condiciones tóxicas, por lo que se realiza el lavado de la biomasa con residual afluente en ausencia de N-NO₂⁻. Al parecer, el afluente empleado para el lavado presenta suficiente OD, lo que condiciona a un nuevo ciclo que favorece la actividad de los OAA en presencia de suficiente N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺, en detrimento de los anaeróbicos. Bajos estas condiciones se dejaron los sistemas 30 días y nunca más se recuperó la actividad anammox.

Conclusiones

El enriquecimiento de bacterias anammox se logra a temperatura ambiente ($\approx 26^{\circ}\text{C}$) y a partir de inóculos de lodos de sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales de climas tropicales (Cuba), operando reactores en discontinuo con biomasa en suspensión y manteniendo condiciones anaeróbicas y con alimentación de un residual

sintético. Esto se logra a partir de la similitud de los resultados obtenidos para las relaciones estequiométricas ($\text{N-NO}_2^-/\text{N-NH}_4^+$ y $\text{N-NO}_3^-/\text{N-NH}_4^+$ de 1.16 y 0.22, respectivamente) con las reportadas en la literatura para la reacción anammox. También la actividad máxima específica (0.160 $\text{gNT}\cdot\text{gSSV}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) y la eficiencia media de remoción de nitrito (93.8%) que se logra en los inóculos evaluados es similar a estudios con temperaturas controladas reportados por otros autores.

En este estudio se confirma con ensayos manométricos —cuando no se realiza la desoxigenación al sistema— el efecto inhibitorio reversible del OD en la actividad anammox. La presencia de OD provoca retardo en el comienzo de la fase de propagación de la actividad anammox, la cual no se evidencia antes de los 40 días aproximadamente para los enriquecimientos evaluados en este estudio. Además, se comprueba que la actividad anammox se pierde de modo irreversible cuando el sistema alcanza pH ácidos (< 6.5) por inadecuado control de la alcalinidad y una mayor actividad de la OAA sobre las bacterias anammox.

Referencias

- Ali, M., Shaw, D. R., & Saikaly, P. E. (2020). Application of an enrichment culture of the marine anammox bacterium "Ca. Scalindua sp. AMX11" for nitrogen removal under moderate salinity and in the presence of organic carbon. *Water Research*, 170(1). DOI: 10.1016/j.watres.2019.115345

APHA, AWWA, & WEA, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2012). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (22nd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation.

Araujo, J. C., Campos, A. C., Correa, M. M., Silva, E. C., Matté, M. H., Matté, G. R., Von Sperling, M., & Chernicharo, C. A. L. (2011). Anammox bacteria enrichment and characterization from municipal activated sludge. *Water Science & Technology*, 64(7), 1428-1434. DOI: 10.2166/wst.2011.632

Cao, Y., van Loosdrecht, M. C. M., & Daigger, G. T. (2017). Mainstream partial nitritation-anammox in municipal wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101, 1365-1383. DOI: 10.1007/s00253-016-8058-7

Chen, G. M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2020). *Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design*. London, UK: IWA Publishing.

Chen, X., Liu, L., Bi, Y., Meng, F., Wang, D., Qiu, Ch., Yu, J., & Wang, Sh. (2023). A review of anammox metabolic response to environmental factors: Characteristics and mechanisms. *Environmental Research*, 223. DOI: 10.1016/j.envres.2023.115464

Dapena-Mora, A., van Hulle, S. W. H., Campos, J. L., Méndez, R., Vanrolleghem, P. A., & Jetten, M. (2004). Enrichment of anammox biomass from municipal activated sludge: Experimental and modelling results. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79, 1421-1428. DOI: 10.1002/jctb.1148

Dapena-Mora, A., Fernández, I., Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Méndez, R., & Jetten, M. S. M. (2007). Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme and Microbial Technology*, 40, 859-865. DOI: 10.1016/j.enzmotec.2006.06.018

Dosta, J., Fernández, I., Vázquez-Padín, J. R., Mosquera-Corral, A., Campos, J. L., Mata-Álvarez, J., & Méndez, R. (2008). Short and long-term effects of temperature on the anammox process. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 688-693. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.10.082

Egli, K., Fanger, U., Alvarez, P. J. J., Siegrist, H., van der Meer, J. R., & Zehnder, A. J. B. (2001). Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. *Archives of Microbiology*, 175, 198-207. DOI: 10.1007/s002030100255

García-Ruiz, M. J. (2018). *Desarrollo de una nueva tecnología de eliminación de nitrógeno basada en procesos de nitrificación parcial-anammox mediante biofiltración en lecho fijo* (tesis de doctorado). Universidad de Granada, Granada, España.

Gómez, A., Arrieta, F. J., Del Molino, F., Larrea, L., Escudero, J., Simón, P., & Lardín, C. (2020). Tratamiento anammox en línea principal: experiencia piloto en la EDAR de Jumilla. *Tecnoagua*, 46, 70-77.

Hoekstra, M., De Weerd, F. A., Kleerebezem, R., & van Loosdrecht, M. C. M. (2017). Deterioration of the anammox process at decreasing temperatures and long SRTs. *Environmental Technology*, 39(5), 658-668. DOI: 10.1080/09593330.2017.1309078

Jin, R.-C., Yang, G.-F., Yu, J.-J., & Zheng, P. (2012). The inhibition of the Anammox process: A review. *Chemical Engineering Journal*, 197, 67-79. DOI: 10.1016/j.cej.2012.05.014

Kamp, A., Mørck, L. D., Thøgersen, N. B., Revsbech, N. P., Thamdrup, B., & Andersen, M. H. (2019). Anammox and partial nitritation in the mainstream of a wastewater treatment plant in a temperate region (Denmark). *Water Science & Technologic*, 797, 1397-1405. DOI: 10.2166/wst.2019.141

Kartal, B., Maalcke, W. J., De Almeida, N. M., Cirpus, I., Gloerich, J., Geerts, W., Op-den-Camp, H. J. M., Harhangi, H. R., Janssen-Megens, E. M., Francoijis, K. J., Stunnenberg, H. G., Keltjens, J. T., Jetten, M. S. M., & Strous, M. (2011). Molecular mechanism of anaerobic ammonium oxidation. *Nature*, 479, 127-131. DOI: 10.1038/nature10453

Kuenen, J. G. (2008). Anammox bacteria: From discovery to application. *Nature Reviews Microbiology*, 6, 320-326.

Lackner, S., Gilbert, E. M., Vlaeminck, S. E., Joss, A., Horn, H., & van Loosdrecht, M. C. M. (2014). Full-scale partial nitritation/anammox experiences. An application survey. *Water Research*, 55, 292-303. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.032

Lauren, M., Weissbrodt, D. G., Szivák, I., Robin, O., Nielsen, J. L., Morgenroth, E., & Joss, A. (2015). Activity and growth of anammox biomass on aerobically pre-treated municipal wastewater. *Water Research*, 80, 325-336. DOI: 10.1016/j.watres.2015.04.026

Li, B., Zhang, W., Yan, X., Huang, X., Li, J., & Li, Y. (2017). Startup and performance stability of a nitritation-anammox reactor using granular sludge. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(1), 173-180. DOI: 10.15244/pjoes/64497

Li, W., Li, J., Liu, Y., Gao, R., Deng, L., Kao, C., & Peng, Y. (2022). Mainstream double-anammox driven by nitritation and denitrification using a one-stage step-feed bioreactor with real municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 343, 126-132. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.126132

Lotti, T., van der Star, W. R. L., Kleerebezem, R., Lubello, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2012). The effect of nitrite inhibition on the anammox process. *Water Research*, 46(8), 2559-2569. DOI: 10.1016/j.watres.2012.02.011

Lotti, T., Kleerebezem, R., Lubello, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2014). Physiological and kinetic characterization of a suspended cell anammox culture. *Water Research*, 60, 1-14. DOI: 10.1016/j.watres.2014.04.017

López-Vázquez, C. M., Menéndez, C., & Fall, C. (2019). *Métodos experimentales para el tratamiento de aguas residuales* (2nd ed.). London, UK: IWA Publishing.

Metcalf and Eddy. (2014). *Wastewater engineering. Treatment and resource recovery* (5th ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.

Ni, B.-J., Hu, B.-L., Fang, F., Xie, W.-M., Kartal, B., Liu, X.-W., Sheng, G.-P., Jetten, M., Zheng, P., & Yu, H.-Q. (2010a). Microbial and physicochemical characteristics of compact anaerobic ammonium-oxidizing granules in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(8), 2652-2656. DOI: 10.1128/AEM.02271-09

Ni, S.-Q., Lee, P.-H., Fessehaie, A., Gao, B.-Y., & Sung, S. (2010b). Enrichment and biofilm formation of Anammox bacteria in a non-woven membrane reactor. *Bioresource Technology*, 101, 1792-1799. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.10.050

Ni, S.-Q., & Zhang, J. (2013). Anaerobic ammonium oxidation: From laboratory to full-scale application. *BioMed Research International*. DOI: 10.1155/2013/469360

Peralta, J. S., & Serrato, M. G. (2016). *Potencial del tratamiento anammox en la eliminación de amonio de medio sintético a escala de laboratorio a partir de inóculos de ambientes tropicales* (tesis de grado). Universidad del Valle, Santiago de Cali, Colombia.

Sánchez-Guillén, J. A., Cuéllar, P. R., López-Vázquez, C. M., De Oliveira, L. M., Brdjanovic, D., & van Lier, J. B. (2015a). Anammox cultivation in a closed sponge-bed trickling filter. *Bioresource Technology*, 186, 252-260. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.03.073

Sánchez-Guillén, J. A., Jayawardana, L. K. M. C. B., López-Vázquez, C. M., De Oliveira, L. M., & van Lier, J. B. (2015b). Autotrophic nitrogen removal over nitrite in a sponge-bed trickling filter. *Bioresource Technology*, 187, 314-325. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.03.140

Schalk, J., Oustad, H., J. Kuenen, G., & Jetten, M. S. M. (1998). The anaerobic oxidation of hydrazine: a novel reaction in microbial nitrogen metabolism. *FEMS Microbiology Letters*, 158, 61-67. DOI: 10.1111/j.1574-6968.1998.tb12801.x

van de Graaf, A. A., De Brujin, P., Robertson, L. A., Jetten, M. S. M., & Kuenen, J. G. (1996). Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, 142, 2187-2196. DOI: 10.1099/13500872-142-8-2187

van der Star, W. R. L., Abma, W. R., Blommers, D., Mulder, J. W., Tokutomi, T., Strous, M., Picioreanu, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam. *Water Research*, 41, 4149-4163. DOI: 10.1016/j.watres.2007.03.044

van der Star, W. (2008). *Growth and metabolism of anammox bacteria* (tesis de doctorado). Technological University of Delft, Delft, Netherlands.

van der Star, W. R. L., Miclea, A. I., van Dongen, U. G. J. M., Muyzer, G., Picioreanu, C., & van Loosdrecht, M. C. M. (2008). The membrane bioreactor: A novel tool to grow Anammox bacteria as free cells. *Biotechnology and Bioengineering*, 101(2), 286-294. DOI: 10.1002/bit.21891

Strous, M., van Gerven, E., Kuenen, J. G., & Jetten, M. (1997). Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(6), 2446-2448. DOI: 10.1128/aem.63.6.2446-2448.1997

Strous, M., Heijnen, J. J., Kuenen, J. G., & Jetten, M. S. M. (1998). The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50, 589-596.

Strous, M., Kuenen, J. G., & Jetten, M. S. M. (1999). Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(7), 3248-3250. DOI: 10.1128/AEM.65.7.3248-3250.1999

Tang, Ch.-J., Zheng, P., Mahmood, Q., & Chen, J.-W. (2009). Start-up and inhibition analysis of the Anammox process seeded with anaerobic granular sludge. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 36(8), 1093. DOI: 10.1007/s10295-009-0593-0

Trigo, C., Campos, J. L., Garrido, J. M., & Méndez, R. (2006). Start-up of the Anammox process in a membrane bioreactor. *Journal of Biotechnology*, 126(4), 475-487. DOI: 10.1016/j.jbiotec.2006.05.008

- Van Hulle, S. W. H., Vandeweyer, H. J. P., Meesschaert, B. D., Vanrolleghema, P. A., Dejans, P., & Dumoulin, A. (2010). Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, 162(1), 1-20. DOI: 10.1016/j.cej.2010.05.037
- Zhang, L., Jiachun, Y., Ma, Y., Li, Z., Fujii, T., Zhang, W., Takashi, N., & Furukawa, K. (2010). Treatment capability of an up-flow anammox column reactor using polyethylene sponge strips as biomass carrier. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 110(1), 72-78. DOI: 10.1016/j.jbiosc.2009.12.005
- Zhang, L., Yang, J., Hira, D., Fujii, T., Zhang, W., & Furukawa, K. (2011) High-rate nitrogen removal from anaerobic digester liquor using an up-flow anammox reactor with polyethylene sponge as a biomass carrier. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 111(3), 306-311. DOI: 10.1016/j.jbiosc.2010.10.010
- Zhang, L., Narita, Y., Gao, L., Muhammad, A., Oshiki, M., & Okabe, S. (2017). Maximum specific growth rate of anammox bacteria revisited. *Water Research*, 116, 296-303. DOI: 10.1016/j.watres.2017.03.027
- Zhang, X., Li, D., Liang, Y., He, Y., Zhang, Y., & Zhang, J. (2013). Autotrophic nitrogen removal from domestic sewage in MBR-CANON system and the biodiversity of functional microbes. *Bioresource Technology*, 150, 113-120. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.09.067

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-09

Artículos

Las unidades de riego en México: caracterización de fuente de abastecimiento y tamaño

The small-scale irrigation in México: Characterization of supply source and size

Waldo Ojeda-Bustamante¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7183-9637>

Sergio Iván Jiménez-Jiménez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9776-475X>

Mariana de Jesús Marcial-Pablo³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4921-7492>

Felipe José Antonio Pedraza-Oropeza⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0429-7908>

Mauro Iñiguez-Covarrubias⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6319-6296>

¹Dirección General de Investigación y Posgrado, Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, México, w.ojeda@riego.mx

²INIFAP-CENID RASPA Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua-Suelo-Planta-Atmósfera, Durango, México,
jimenez.sergio@inifap.gob.mx



³INIFAP-CENID RASPA Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua-Suelo-Planta-Atmósfera, Durango, México,
marcial.marianadejesus@inifap.gob.mx

⁴Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco de Mora, México,
fpedraza@colpos.mx

⁵Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México,
mic@tlaloc.imta.mx

Autor para correspondencia: Waldo Ojeda-Bustamante,
w.ojeda@riego.mx

Resumen

La pequeña irrigación (PI) en México ha sido fundamental para su desarrollo agrícola. La PI surge principalmente de organizaciones de riego tradicional con autogobierno; sin embargo, la intervención del Estado reconfiguró su base autogestiva para reagruparlas “institucionalmente” como unidades de riego (UR). El objetivo de este trabajo fue caracterizar la tipología de las UR en términos de la fuente de abastecimiento de agua y su tamaño. A diferencia de los distrito de riego (DR), las UR son autogestivas y abastecidas principalmente de aguas subterráneas, y han estado marginadas de la intervención del Estado, por lo que la información sobre el inventario de las UR es limitada. Existe una gran diferenciación de las UR según su fuente de abastecimiento, tamaño y localización. Las UR se encuentran muy dispersas y predominan las UR monousuario abastecidas por aguas subterráneas operadas por usuarios

independientes con limitada solidaridad hídrica, lo cual dificulta su estudio, seguimiento y apoyo.

Palabras clave: agricultura de riego, pequeña irrigación, organizaciones autogestivas, asociaciones de usuarios de riego, agua subterránea.

Abstract

Small irrigation (SI) has been fundamental in the Mexico's agricultural development. They were born as traditional self-governing irrigation organizations, but state intervention reconfigured their self-managed base to re-group them as Irrigation Units (IU). The objective of the work is to characterize the typology of UR and analyze their problems in terms of over-exploitation of the water supply. Unlike the Irrigation Districts (ID), the SI are self-managed and groundwater supplied and have been marginalized from the state, so the documentary information, agricultural statistics and inventory of the IU are limited. There is a great differentiation among IU according to their water supply and localization. The IU are very dispersed and with a single-user supplied by groundwater with low water solidarity, which it makes difficult to study, monitor and support them.

Keywords: Irrigated farming, small-scale irrigation, local organizations, irrigation user associations, groundwater.

Recibido: 19/10/2022

Aceptado: 03/02/2023

Publicado Online: 05/04/2023



Introducción

La agricultura como sistema parcialmente antrópico responde no sólo a respuestas biofísicas, sino también puede ser manipulable, con la aplicación artificial de insumos, como el uso del riego para reducir la dependencia de la agricultura a patrones inciertos de la lluvia y asegurar la producción de cultivos, particularmente en zonas áridas y semiáridas (Vanschoenwinkel & Van Passel, 2018).

El desarrollo de grandes civilizaciones urbanas antiguas en Mesopotamia, Egipto, China, India, Perú y Mesoamérica fue soportado por una agricultura sobre todo bajo riego que tenía una organización sociopolítica compleja, que dependía de un buen manejo, distribución y control del agua de riego (Palerm, 1987). Asimismo, muchos de los proyectos de pequeña irrigación fueron construidos por los propios agricultores sin ayuda ingenieril externa (Byrns, 1957).

En la actualidad, según Martínez-Sanmartín (2020), la persistencia de la pequeña irrigación (PI) de práctica ancestral ha pasado por diferentes presiones: globalización, hiperindustrialización y ahora el cambio climático, mostrando la PI una alta resiliencia con grandes lecciones sustentables en temas estratégicos para el desarrollo regional, como la calidad de su producción, la seguridad alimentaria, y la conservación del agua y suelo. Por otra parte, la construcción y el uso de la infraestructura de riego solo pueden trascender períodos de inestabilidad política con una organización social sólida. Por tanto, la práctica del riego ha sobrevivido cuando se considera el agua de riego

como un bien común desde el diseño hasta la operación del sistema, enmarcado en los principios de cooperación, solidaridad, compartición, equidad, transparencia, justicia, mediación, negociación, proporcionalidad en derechos de agua y corresponsabilidad en el mantenimiento sistemático de las obras hidráulicas comunes.

Bottrall (1981) documentó que a medida que el número de parcelas y de la superficie regable se incrementa, la operación y el manejo de la zona de riego se vuelve más compleja para que pueda ser controlada en exclusiva por los agricultores que se benefician del riego, por lo que se requiere de una mejor organización de la zona de riego y con frecuencia se recurre al apoyo de personal externo con habilidades técnicas y administrativas —pagado por las cuotas de los usuarios de riego— para que puedan recibir el servicio de riego con calidad; pero es deseable que el usuario mantenga el control total del vital líquido aguas abajo de las tomas granja, que es el punto donde reciben el servicio de riego.

El desarrollo del riego en México propició la proliferación de pozos profundos —muchas veces fomentado por el Estado— para asegurar el abastecimiento de zonas agrícolas en donde los volúmenes de fuentes superficiales eran inciertos y con una frontera agrícola muy acotada. Ante la falta de regulación en las extracciones de los acuíferos, las unidades de riego (UR) abastecidas por aguas subterráneas crecieron en volumen extraído y en número a una tasa mucho mayor que las abastecidas por aguas superficiales. Como ha sido reportado por Bottrall (1981), el desarrollo de muchas de las zonas de riego abastecidas por pozos profundos incrementó las extracciones por arriba de su recarga,

alcanzado niveles críticos que han puesto en riesgo la sustentabilidad de los acuíferos que las abastecen.

En México, las legislaciones y regulaciones aplicadas para controlar las extracciones de acuíferos no han dado los resultados esperados. En el año 2018 se reportaban 107 acuíferos sobreexplotados y 208 acuíferos sin disponibilidad (Conagua, 2018a), que se incrementaron a 159 acuíferos sobreexplotados y 274 acuíferos sin disponibilidad en el año 2021 (Conagua, 2021a), de un total de 653 acuíferos que existen en el país. Las aguas subterráneas son la principal fuente de abastecimiento de las UR, por lo que se requiere tener mayor información de sus dimensiones, localización y problemática.

Debido a una mayor intervención histórica del Estado mexicano orientada a la grande irrigación (GI), que en el país se concentra en los distritos de riego (DR), la mayor parte de los estudios se han enfocado en el estudio del diagnóstico, desarrollo y gestión de los DR, quedando rezagada a un segundo plano la compilación y el análisis de información de las UR. Por otra parte, con la intensificación del cambio climático con una mayor competencia por el recurso hídrico y una mayor demanda de alimentos se requiere evaluar el estado actual y atender la situación existente de la pequeña irrigación en México para implementar políticas públicas que permitan consolidar sus procesos de autogestión.

Antes de la creación de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), el inventario de las UR estaba soportada con información de campo compilada por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), antecesora de la Conagua, que fue integrada en el sistema computacional SIUR (Sistema de Información de Unidades de Riego) (Colpos, 1998;

Colpos, 2006). Dicho inventario integrado en el SIUR (Figura 1) reportaba una superficie regable de 2 956 032 hectáreas y 39 492 UR (Colpos, 2006).



Figura 1. Pantalla principal del sistema informático SIUR, versión 2.0, que integraba el inventario de las UR. Fuente: Colpos (2006).

Con la publicación de ocho acuerdos de suspensión temporal de las aguas subterráneas en todo el territorio nacional —que involucró a 333 acuíferos del país (Conagua, 2013)— ha habido un incremento en la frontera agrícola en zonas abastecidas por agua subterránea derivado del reconocimiento y adecuación de extracciones de pozos establecidos de libre alumbramiento de las aguas subterráneas y que anteriormente no requerían de un permiso o concesión de agua; por otra parte, la falta de control de las extracciones de pozos abastecidos por agua subterránea

(Foster, Garduño, & Kemper, 2004; Wester, Hoogesteger, & Vincent, 2009) se refleja en el último inventario oficial de la Conagua del año 2018, en el que se incrementó la superficie regable en cerca de un millón de hectáreas con respecto al de 2006. Sin embargo, dicho inventario no se ha analizado con el rigor requerido, por lo que el objetivo de este trabajo fue caracterizar las UR considerando dos variables de análisis: fuente de abastecimiento y tamaño; esta última expresada por la superficie regable y el número de usuarios de las UR. De modo complementario se analiza la participación de la UR en los acuíferos sobreexplotados y las cuencas deficitarias.

La pequeña irrigación: definición y conceptos

A nivel mundial, las zonas de riego se clasifican en dos grandes grupos: pequeña y grande irrigación. Brown, Morton y Grimble (1995) consideran el siguiente concepto de pequeña irrigación:

“(...) usualmente se refiere al espacio ‘pequeño’ en donde las actividades de riego se desarrollan por uno o ‘pocos’ usuarios de riego. Aunque también aplica para zonas con alto grado de participación social de los usuarios en su planeación y desarrollo, el cual depende de recursos y tecnología localmente disponible con impactos mínimos fuera del área inmediata del proyecto”.

Asimismo, Palerm-Viqueira (2005) reporta que existe un límite en la capacidad de los regantes con una administración autogestiva (no burocrática) de las zonas de riego, que depende de la complejidad del

sistema de riego, y que cuando son rebasados necesariamente conducen a una administración burocrática y tecnocrática, por lo general promovida por el Estado. Por ser un indicador disponible y sin ambigüedad de interpretación en la mayoría de los casos, se ha usado la superficie regable de una zona de riego como el indicador empírico de definición de los límites de la capacidad de los regantes bajo una administración autogestiva (Hunt, 1988) y ha sido empleada también para separar la pequeña de la grande irrigación. Sin embargo, este criterio ha sido cuestionado por Mango, Makate, Tamene, Mponela y Ndengu (2018), y Bottrall (1981); este último indicó que el valor límite para clasificar las zonas de riego por su tamaño depende de la complejidad del sistema de riego en función de varios factores relacionados con la capacidad de organización de los usuarios de riego o regantes en niveles más complejos, que dependen de lo siguiente: escolaridad y experiencia en riego, padrón de cultivos, tipo y variabilidad en la fuente de abastecimiento; tamaño de las parcelas; la infraestructura disponible; grado de homogeneidad de los intereses de los agricultores; grado de dispersión de parcelas; distancia de la residencia de los usuarios con respecto a la localización de su parcela, y grado de intervención del Estado en la gestión del agua.

Un factor común de ambos esquemas (grande y pequeña irrigación) es el nivel de responsabilidad de los agricultores en la toma de decisiones para definir los planes de cultivos y riegos, y el seguimiento de la gestión del servicio de riego, ya sea en forma individual en las zonas de pequeña irrigación o bien a través de sus representantes en las zonas de grande irrigación.

En la India se considera como pequeña irrigación a las zonas de riego menores de 2 000 hectáreas y grande irrigación para mayores de 10 000 hectáreas, mientras que a las áreas en el rango intermedio se les llama media irrigación (MWR, 2019). En el país Sri Lanka, los umbrales para separar la pequeña, media y grande irrigación son 80 y 600 hectáreas (Murray & Little, 2000), respectivamente. En Etiopía son 200 y 3 000 hectáreas. Asimismo, ha habido intentos de clasificar la pequeña irrigación como zonas de riego menores de 300 hectáreas y con hasta 50 parcelas, en donde los agricultores usan tecnologías para el manejo del agua que ellos mismo pueden operar y mantener (Hagos, Makombe, Namara, & Awulachew, 2009).

Por otra parte, Uphoff (1986) dividió el tamaño de parcela de la pequeña irrigación en tres grandes grupos: a) menores de 40 hectáreas; b) de 40 a 400 hectáreas, c) de 400 a 4 000 hectáreas. Indicó que el primer grupo es administrado por los propios usuarios; el segundo, por una autoridad central, ya sea electa por los usuarios o seleccionada por el Estado; el último grupo tiene niveles de administración más formal. Hunt (1988) indicó que zonas de riego mayores de 100 hectáreas tienen alta probabilidad de ser operadas por una autoridad administrativa unificada. Brown *et al.* (1995) consideran que usualmente el tamaño máximo de una parcela de pequeña irrigación es de 10 hectáreas por usuario o familia. Por su parte, la FAO (1987) propuso una clasificación de las zonas de riego en África en cuatro grandes grupos: pequeña irrigación para áreas de 1 a 10 hectáreas; media irrigación para 100 a 1 000 hectáreas; grande irrigación para 1 000 a 10 000 hectáreas, y muy grande irrigación para áreas mayores de 10 000 hectáreas.

En consecuencia, la gestión de la pequeña irrigación se basa en la cooperación de los agricultores para la toma de decisiones sobre su área de influencia (red de distribución, localización y tamaño de tomas granja), por lo que un buen sistema de riego no solo es aquel que de origen fue bien planeado y construido, sino que se mantiene conservado, manejado y, sobre todo, organizado por los propios beneficiarios del riego.

Con base en información documental, Puy, Muneepakul y Balbo (2017) indicaron que la pequeña irrigación tiene mayor capacidad para sobrevivir en un mundo incierto debido a que: 1) inhibe la tragedia de los comunes, que se refiere a que los recursos naturales de uso colectivo inevitablemente deriva en una sobreexplotación y, a largo plazo, a su destrucción o agotamiento; 2) minimiza conflictos bajo condiciones de escasez entre usuarios localizados aguas arriba y aguas abajo de la red de distribución; 3) hay mayor eficacia de instituciones de control interno; 4) existe más tolerancia a fluctuaciones en precios de mercado, y a la presencia de plagas y enfermedades por ser menos propensa a especialización de cultivos; 5) alcanza altos niveles de eficiencia debido a un mayor grado de colaboración que existe en grupos pequeños para sobrevivir por largos períodos en condiciones de incertidumbre.

Asimismo, Puy *et al.* (2017) señalaron que la grande irrigación tiene las siguientes ventajas: 1) mayor potencial para ganancias económicas y generar empleo rural; 2) incremento rápido del nivel de vida de la población que soporta; 3) las organizaciones de riego centralizadas pueden recibir grandes inversiones, 4) facilidad para implantar tecnologías modernas de ahorro de agua y semillas mejoradas.

El desarrollo de la pequeña irrigación en México

Los cambios legales frecuentes en materia de la Ley de Aguas Nacionales (LAN) y sus leyes reglamentarias refirieron en el siglo XX la intervención del Estado en la construcción y gestión de las zonas de riego como parte central de la Conagua, reclasificando institucionalmente las zonas de riego en dos grandes grupos: distritos de riego y unidades de riego. Aunque muchos sistemas de riego vernáculos continúan funcionando en forma independiente del Estado, el objetivo de la LAN de 1992 era que se organizaran en asociaciones de usuarios de riego y se les otorgaría una concesión global de agua una vez constituidas como personas morales (Ortiz, 1993).

De esta manera se eliminó de forma institucional el término de pequeña irrigación, y cambiaron su definición y alcances. Silva-Ochoa (2000) define en forma simplificada a las UR como el espacio físico que abarcan las obras de pequeña irrigación en México, y son esencialmente sistemas de riego independientes manejados formal o informalmente por los usuarios desde su origen. En contraparte, los DR se concibieron como grandes sistemas de riego que se desarrollaron con inversiones como parte de la política pública del gobierno federal para promover el desarrollo agrícola del país.

Desde su creación y hasta la década de 1990, el gobierno federal estuvo a cargo de la administración, conservación y mantenimiento de la infraestructura hidroagrícola de los DR. La intervención gubernamental federal ha considerado a las UR como la figura asociativa proveniente de las pequeñas obras de riego que no están bajo la jurisdicción de los DR,

como se indica en la definición de UR en el artículo 3º de la LAN de 1992 (Conagua, 2012).

En general, las UR se diferencian sobre todo de los DR por los niveles organizativos, y el nivel de intervención del Estado en el manejo y distribución del agua. En el desarrollo hidroagrícola del país, muchas UR se convirtieron en DR y viceversa, lo que indica la falta de claridad de su definición y separación, por lo que es necesario conocer la situación actual de las UR. La diferenciación entre UR y DR se debe en particular al papel burocrático del Estado para gestionar las zonas de riego bajo su estructura centralizada y que no depende de su tamaño (Palerm-Viqueira, 2020).

La Conagua y sus organismos antecesores han invertido grandes recursos para inventariar y organizar las UR bajo su tutela centralizada, agrupándolas en dos grandes grupos: organizadas o incorporadas, y las no organizadas. A juicio de los autores, desgraciadamente a la fecha no se tiene un inventario confiable de UR, un directorio nacional de las UR y mucho menos un padrón de usuarios integrado de las unidades de riego.

En este sentido, la intervención del Estado mexicano, primero en la construcción de la infraestructura y después en la organización y financiamiento de la pequeña irrigación existente, destruyó o desconoció en muchos casos la organización autogestiva existente en la pequeña irrigación (Sánchez, 2002).

Por otra parte, el manejo colectivo del agua a través de organizaciones de usuarios de agua, complementado con regulaciones gubernamentales, se ha reportado como parte integral de manejo sustentable de aguas subterráneas (Lopez-Gunn & Cortina, 2006). Bajo

este enfoque, y por recomendación del Banco Mundial (BM) (Foster *et al.*, 2004), se crearon en México los Consejos Técnicos de Aguas Subterráneas (Cotas).

A pesar de que la Conagua mantuvo desde su creación la administración de siete DR abastecidos por aguas subterráneas, hasta que fueron transferidos a las asociaciones civiles de usuarios (ACU), varios acuíferos que los abastecen se encuentran ahora en condiciones de sobreexplotación. Más aún, las extracciones de agua subterránea continúan incrementándose a niveles no sustentables ante la debilidad de las organizaciones civiles creadas con fines de autorregulación y a las lagunas en la normativa vigente para controlar las extracciones (Wester *et al.*, 2009). A diferencia de los DR, en donde la fuente principal de abastecimiento es el agua superficial, en las UR la fuente principal es el agua subterránea. A pesar de su importancia, existen vacíos de información de las UR del país que limitan su análisis y toma de decisiones robustas.

Los acuíferos contribuyeron al desarrollo de muchas zonas de riego, que ante la limitada estructura para regular las extracciones y las ventajas de perforar directamente en la parcela para acceder al acuífero subyacente facilitó una gestión centralizada, con un desarrollo atomizado de los pozos operados por usuarios independientes (Shah *et al.*, 2007).

En contraparte a la pequeña irrigación de fuentes subterráneas, los sistemas de autogestión de fuente superficiales han sido exitosos, pues no solo son canales y tomas, sino también tienen una dimensión humana, al incluir un sistema transparente del servicio de riego con base en un consenso general para asignar, distribuir y entregar el agua, así como una

red de distribución y estructuras que facilita a los usuarios a entender el sentido del flujo y la partición del agua de acuerdo con su propia percepción (Horst, 1998).

La gestión del agua de fuentes subterráneas es complicada al tratarse de un recurso oculto, espacialmente heterogéneo, que depende de variables con alta variabilidad espacial y muchas veces temporal, como lluvia, recarga por riego, y/o flujo de ríos, al igual que por las propiedades del acuífero (geometría, continuidad, fronteras y características hidráulicas) y sus recargas, por lo que predecir el comportamiento hidrogeológico es impredecible, y complica su manejo a los usuarios y a las instituciones responsables de su gestión (Carter & Howsam, 1994).

Materiales y métodos

Se consultó la información de diferentes fuentes documentales y geoespaciales (listadas a continuación), que se agruparon en dos grandes categorías de acuerdo con las variables de estudio. En la primera se analizó la situación actual de las UR desde el punto de vista de superficie y número de usuarios según su fuente de abastecimiento. En el segundo punto se examinó la situación de las UR de acuerdo con los acuíferos y cuencas que las abastecen. Estas categorías se detallan en los siguientes puntos.

Inventario actual de UR

Se descargó el inventario oficial de las UR del Sistema Nacional del Agua (SINA) de Conagua (2018b) para tener acceso a la base de datos geoespacial de las UR del país. Dicha base geoespacial contiene información de las parcelas que constituyen las UR. Se depuró dicho inventario para eliminar información redundante. Al ser considerados errores de procesamiento de la base geoespacial, los polígonos de UR que tenían áreas aisladas menores de 0.1 hectáreas fueron eliminadas de la base (se detectaron 7 UR que sumaban en total una superficie acumulada de 0.52 ha). Para cada UR se disponía de la siguiente información: clave de la UR, nombre, número de usuarios, superficie regable, tipo de aprovechamiento (superficial, subterráneo y mixto), y localización geográfica.

La base de datos contenía información de la fuente de abastecimiento de las UR para clasificarla como superficial o subterránea, a excepción de 1 689 UR con una superficie de 294.5 miles de hectáreas que fueron registradas durante el levantamiento del inventario como fuente de abastecimiento mixta; las UR mixtas se reclasificaron en función de su principal fuente (superficial o subterránea) haciendo una búsqueda detallada de estas UR en la base de datos del Registro Público de Derechos de Agua (Repda). Dicha base también contiene información de las dimensiones de la UR en términos de número y tamaño de parcelas, y número de usuarios. Con el fin de procesar la información descargada, se generó una base de datos geoespacial, utilizando el programa QGIS, lo que permitió la validación, corrección e intersección de los datos; de esta

manera, en el caso de UR clasificadas como mixtas, se consultó la base de datos del Repda (Conagua, 2022), a fin de asignarles el tipo de fuente de abastecimiento dominante.

Se hizo una representación estadística descriptiva de los valores de las UR agrupadas por su fuente principal de abastecimiento: superficial, subterráneo; se usaron tablas y gráficas para representar su media y dispersión de su tamaño, así como mapas para representar su localización geográfica.

Una de las limitaciones del inventario más reciente de las UR (Conagua, 2018b) es que presenta información incompleta sobre los diferentes tipos de fuentes superficiales, como bombeo o derivación de corrientes superficiales, manantiales, jagüeyes, bordos, y presas/bordos de almacenamiento propias, o que comparten con otras unidades o distritos de riego.

En las últimas estadísticas publicadas por la Conagua para las UR, que corresponden al año agrícola 2017-2018 (Conagua, 2019), se reportaron 3 453 miles de hectáreas sembradas, lo cual indicaría que casi el 100% de la superficie física regable de las UR se regó ese año, con 17% de segundos cultivos, que correspondería a 2 866 miles de hectáreas de la superficie regable, muy cercana a la superficie regable reportada en el inventario de la UR de 2006 (Colpos, 2006). Lo anterior indicaba que el inventario de UR de 2006 estaba subestimado, por lo fue necesario que la Conagua lo actualizara (2018) (Conagua, 2018b). Como referencia, en DR para el año agrícola 2017-2018 (Conagua, 2020), se reportaron 2 873.6 miles de hectáreas sembradas, con 8.9% de segundos cultivos. Lo anterior implica que la superficie regada en dicho año fue de 2 615 miles

de hectáreas, que corresponde al 79.5% de la superficie física total regable en los DR, esto es, 3 291 miles de hectáreas (Conagua, 2018a).

UR en los acuíferos y cuencas del país

Se consultó información de Conagua para tener acceso a la base de datos geoespacial de los 653 acuíferos y 757 cuencas del país (Conagua, 2021a; Conagua, 2021b). Con el apoyo del Sistema de Información Geográfica QGIS, dicha información geoespacial se conjuntó con el inventario de UR indicado en el punto anterior. La información de la Conagua de los acuíferos del país incluía características de los volúmenes de recarga (R), extracción (E) y disponibilidad ($R-E$). La Conagua define un acuífero sobreexplotado cuando el indicador i de la relación de volúmenes de extracción/recarga ($i = E/R \geq 1.1$), la cual indica que la extracción de agua excede a la recarga en un 10%. Cabe mencionar que hasta 1995, el umbral era de 20%. Bajo el umbral del 10% existirían 157 acuíferos en condición de sobreexplotados de los 653 existentes en el país, usando datos disponibilidad de los acuíferos de 2020 (Conagua, 2021a). Por otra parte, Conagua define un acuífero o cuenca deficitaria cuando la extracción es mayor que la recarga ($i = E/R > 1$), existiendo 274 acuíferos en condiciones deficitarias de disponibilidad.

Para dimensionar la presencia de las UR en acuíferos sobreexplotados se agruparon en función del indicador del grado de explotación de los acuíferos ($i = E/R$) en los siguientes tres grupos (Conagua, 2021a):

- Acuífero sobreexplotado ($i \geq 1.1$).

- Acuífero en equilibrio ($0.9 < i < 1.1$).
- Acuífero subexplotado ($i \leq 0.9$).

Otra clasificación que usa la Conagua (2021b) para definir un acuífero o cuenca deficitaria es:

- Acuífero o cuenca con déficit (volumen disponible ≤ 0).
- Acuífero o cuenca sin déficit (volumen disponible > 0).

Para el caso de cuencas hidrológicas, la información de Conagua incluía las estimaciones de la disponibilidad media anual de agua (dispc), realizadas como la diferencia entre los volúmenes medios anuales del escurrimiento en el cauce principal en la salida de la cuenca hidrológica y el volumen comprometido (ambos calculados de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-011-Conagua-2015). La base de datos procesada indicaba que de las 757 cuencas hidrológicas en que se divide el país, 104 cuencas se reportan con disponibilidad negativa o con déficit hídrico. Utilizando su localización geográfica, cada UR se asoció con un acuífero y cuenca para dimensionar la participación de las UR en los acuíferos sobreexplotados y cuencas deficitarias. Se analizó el grado de concentración de las UR superficiales y subterráneas localizadas en acuíferos deficitarios, donde la recarga es menor que la extracción.

Resultados

Distribución espacial del tamaño de las unidades de riego según su fuente de abastecimiento

El anterior directorio oficial de las unidades de riego compilado por Conagua establecía un registro de 39 492 UR para una superficie regable total de 2 956 420 hectáreas, con 901 963 usuarios de riego (Colpos, 2006); 22 años después —en el inventario de UR de Conagua (2018b) que se analiza en este trabajo (Figura 2)— las UR totalizan una superficie regable de 4 026 178.43 hectáreas, distribuida en 50 735 UR y 780 868 usuarios de riego, con un tamaño medio de UR de 79.4 hectáreas, un tamaño medio de parcela por usuario de 5.2 hectáreas y 15 usuarios en promedio por UR. No existen registros oficiales de grandes programas de apoyo gubernamentales que justifiquen la incorporación de la superficie regable del país en casi un millón de hectáreas nuevas en UR. Las razones de incremento pueden deberse a la apertura de nuevas superficies bajo riego sin la intervención o conocimiento del Estado; a la integración de superficie no regable en el inventario; y/o a la falta de inventarios frecuentes y confiables de las UR. También puede deberse a que varias UR no se inventariaron por Conagua, como es el caso del estado de Guerrero que tiene varias UR en el Repda que no aparecen en el inventario, posiblemente por problemas de acceso e inseguridad durante la compilación en campo de dicho inventario.

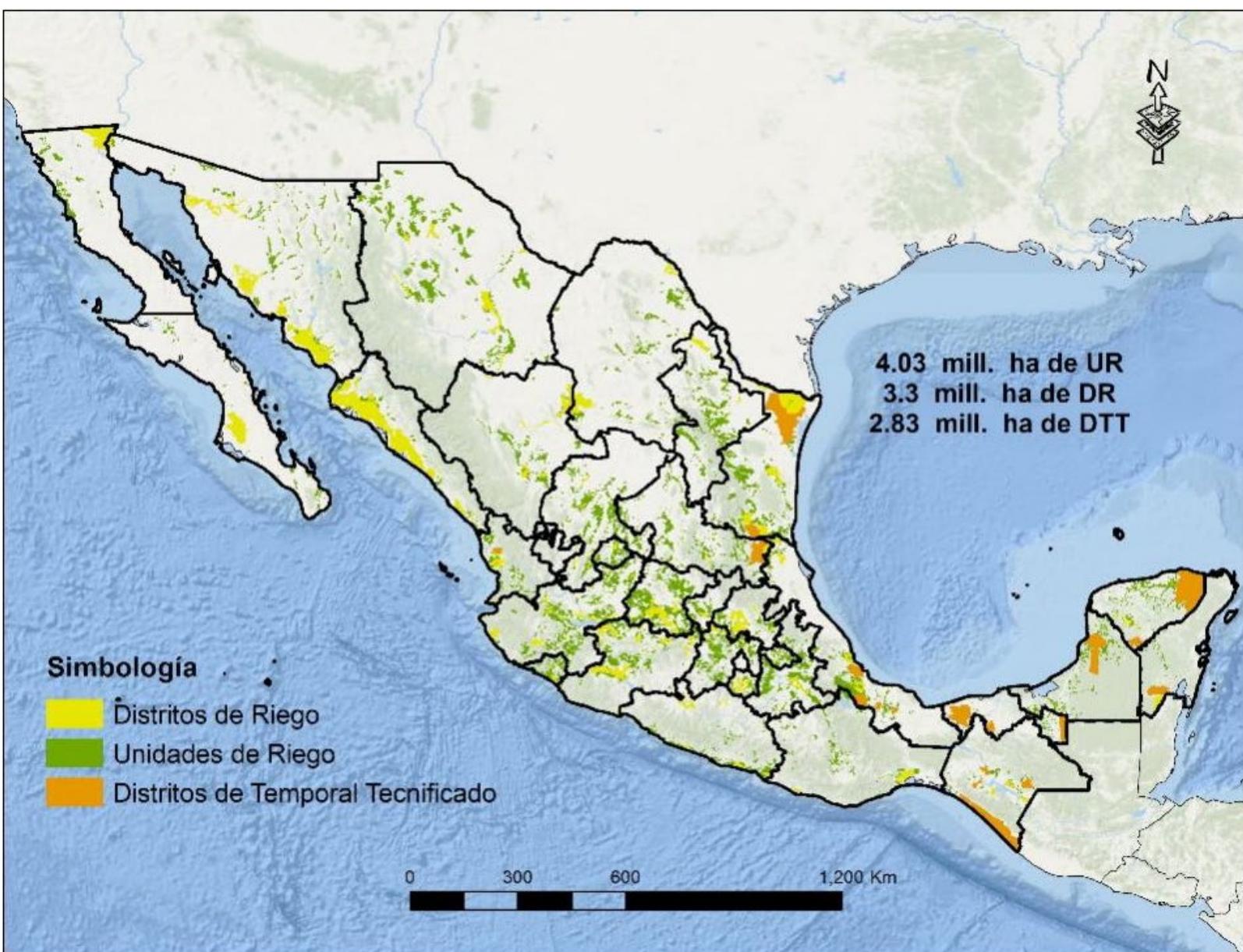


Figura 2. Áreas de riego y drenaje agrícola administradas por Conagua.

Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b).

De acuerdo con los datos analizados, el agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento de las UR. La distribución de las UR

por fuentes subterránea y superficial se muestran en la Figura 3 y Figura 4, respectivamente. La presencia de las UR con fuente de aprovechamiento subterránea se concentra en las regiones áridas del norte y centro del país, así como en las penínsulas de Yucatán y Baja California; mientras que las UR abastecidas por fuentes superficiales se concentran en el noreste y centro del país, así como en las llanuras costeras de Nayarit, Jalisco, Guerrero, Oaxaca y Chiapas.

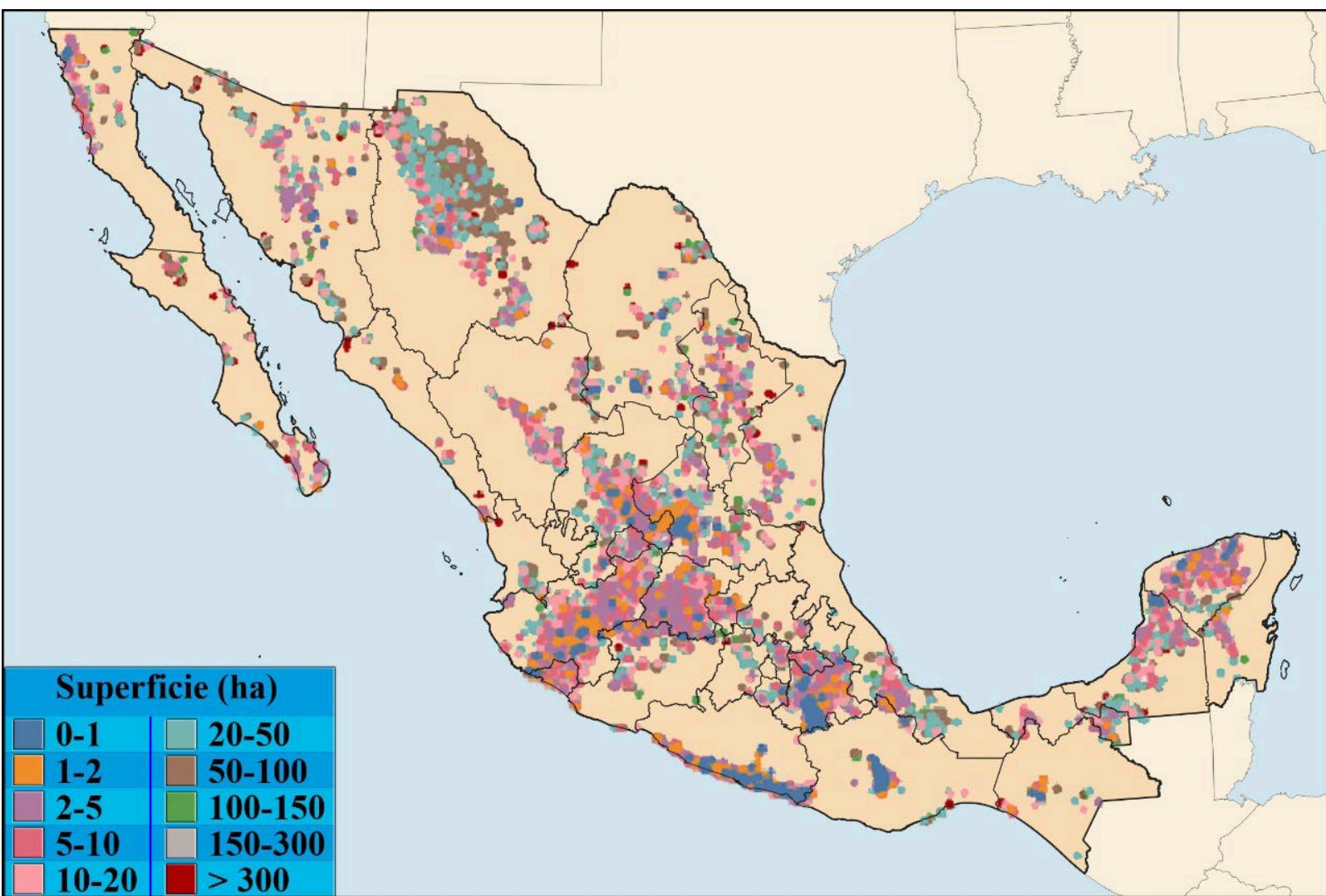


Figura 3. Distribución de UR abastecida por fuentes subterráneas.

Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b).

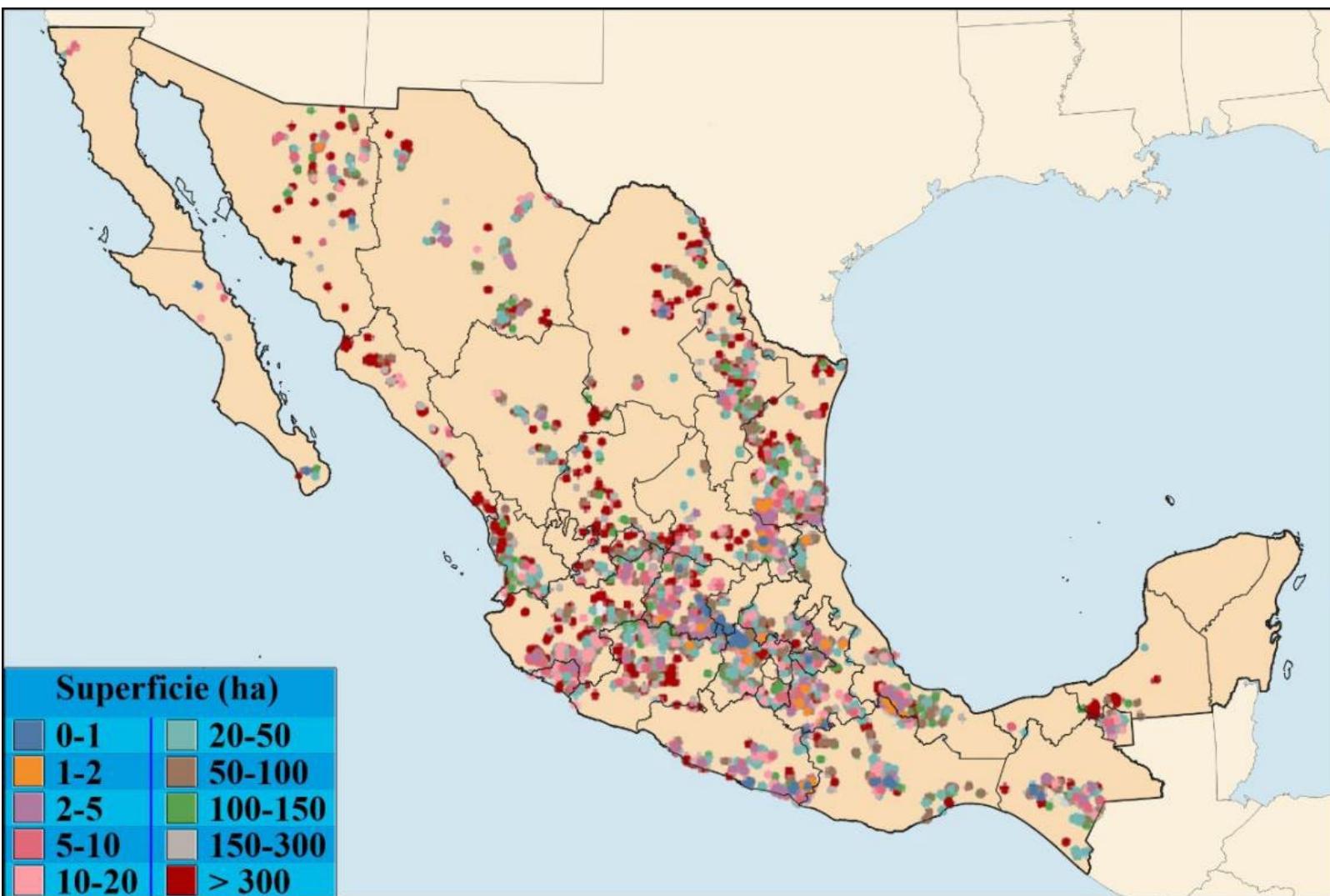


Figura 4. Distribución de las UR abastecidas por fuente superficiales.

Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b).

Según se muestra en la Tabla 1, existe una gran diferencia entre las UR según su fuente de abastecimiento. El agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento de las UR del país: abastece al 65% de la superficie regable, al 87% de UR, y al 42.3% de los usuarios de las UR.

Tabla 1. Principales indicadores estadísticos de las UR en México.

Tipo de fuente de abastecimiento	Superficie regable ha (%)	Número de UR (%)	Número de usuarios (%)	Tamaño medio UR (ha)	Tamaño medio parcela (ha)	Usuarios promedio por UR
Subterránea	2 625 081.67 (65.2)	44 254 (87.2)	330 577 (42.3)	59.3	7.9	8
Superficial	1 401 096.24 (34.8)	6 474 (12.8)	450 284 (57.7)	216.4	3.1	70
Total	4 026 177.91 (100)	50 728 (100)	780 861 (100)	79.4	5.2	15

Fuente: elaboración con datos de Conagua 2018b.

Las UR con fuentes de abastecimiento subterráneas están conformadas por pocos usuarios, pero con mayor superficie por usuario (Tabla 1). Los usuarios por UR fueron de 8 y 70; y para hectáreas por usuario de 7.9 y 3.1 para las fuentes subterránea y superficial, respectivamente. Lo anterior indica que las UR que emplean agua subterránea se concentran en pocos usuarios (menos de 10); y las que usan aguas superficiales tienen que compartir su fuente con más usuarios.

La Figura 5 muestra otra forma de visualizar las UR abastecidas por pozos, que indican una gran dispersión, así como la predominancia de UR con un solo usuario, concentradas en UR con superficies menores de 100 hectáreas. Por otra parte, en las UR abastecidas de aguas superficiales participan varios usuarios en UR con superficies mayores a 20 hectáreas. Cabe mencionar que las UR mayores de 300 hectáreas con más de 10

usuarios (que corresponde al 15% de la UR con fuentes superficiales) se han mantenido bajo un esquema autogestivo con poca intervención gubernamental.

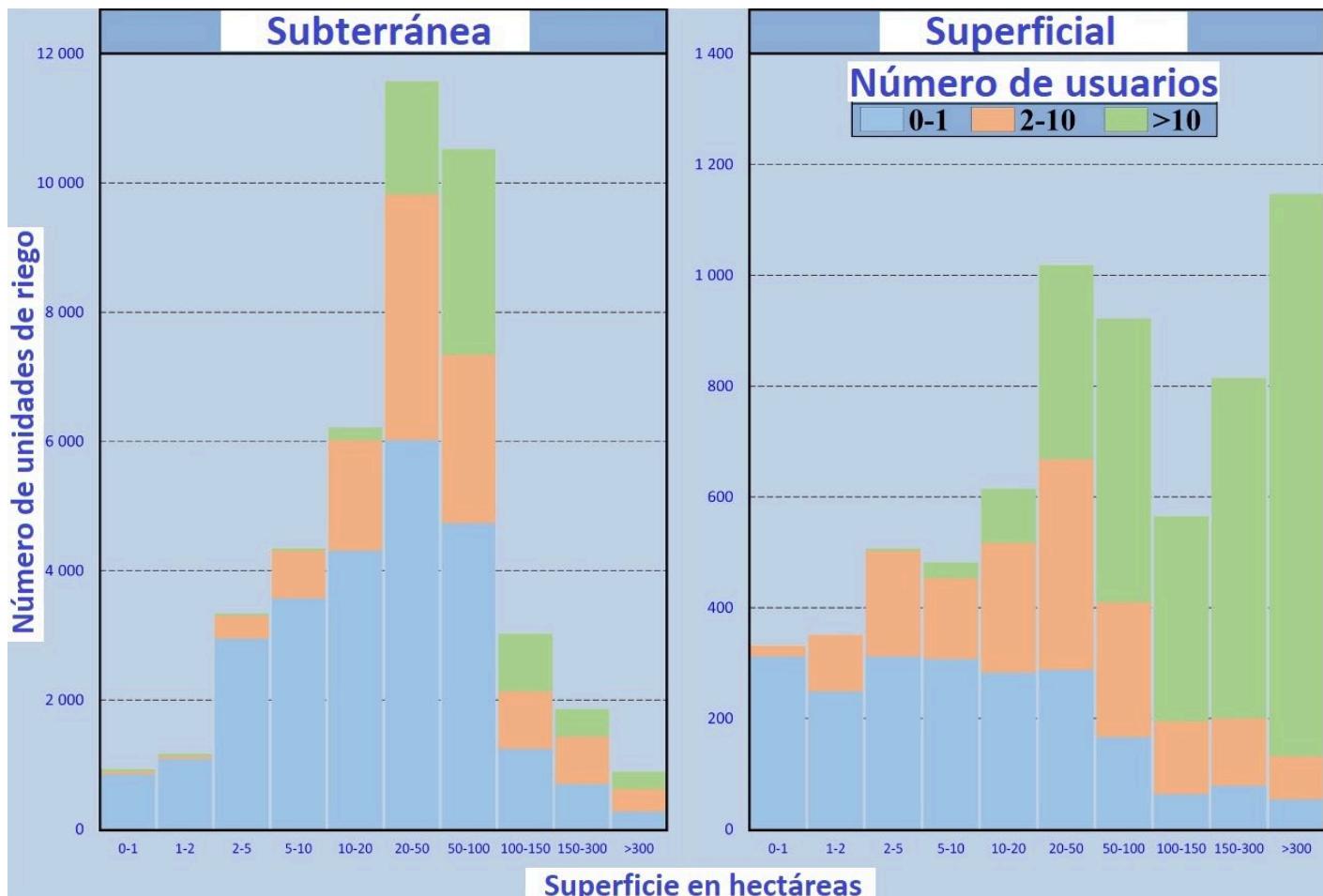


Figura 5. Número de UR agrupadas por su superficie total regable en hectáreas, según su fuente de abastecimiento: subterránea (izquierda) y superficial (derecha). Cada color de la barra vertical indica tres grupos del número de usuarios de las UR en los grupos en que se dividió la superficie total de la UR. Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b).

Para tener otra perspectiva de la relación área *versus* número de usuarios por UR, se generó la Figura 6, la cual muestra que para el caso de UR con fuente superficial hay una mejor correlación entre la superficie regable y el número de usuarios; es decir, a mayor superficie mayor es el número de usuarios. Para el caso de la fuente subterránea, dicha relación se concentra en la zona de 10 a 200 ha con un total de usuarios por UR de 1 a 100.

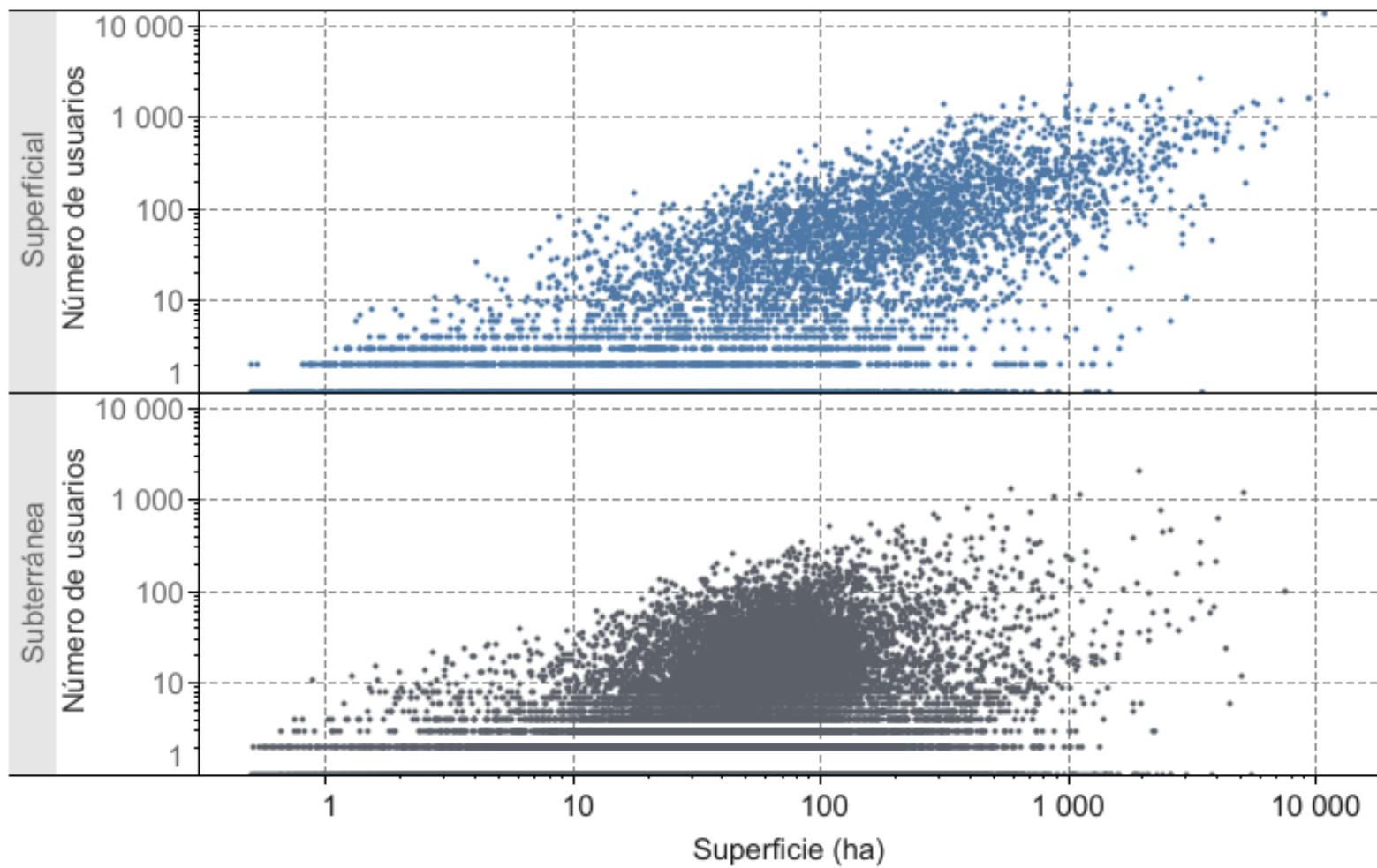


Figura 6. Superficie y número de usuarios por Unidad de Riego según su fuente de abastecimiento. Cada punto representa a una Unidad de Riego. Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b).

Se puede concluir que en México las UR tienen una superficie regable en el rango de 10 a 2 000 ha, y de 5 a 500 ha para fuentes superficiales y subterráneas, respectivamente. En cuanto al número de usuarios, el rango es de 1 a 1 000, y de 1 a 200 usuarios para fuentes superficiales y subterráneas, respectivamente. Lo anterior indica que la

superficie y el número de usuarios por UR dependen de la fuente de abastecimiento. En India, áreas menores de 2 000 ha se consideran de pequeña irrigación (MWR, 2019), mientras que en Sri Lanka las superficies mayores de 600 ha se califican de grande irrigación (Murray & Little, 2000). Cabe mencionar que de los 86 DR que hay en el país, al menos 10 distritos no tienen una superficie regada anual mayor de 2 000 ha; esto indica que se clasificarían como de pequeña irrigación y no como de grande irrigación.

UR en los acuíferos y cuencas del país

El panorama anterior muestra que las UR están muy dispersas en el país, operadas por usuarios independientes con limitada solidaridad hídrica, que fue propiciada por una gestión del agua centralizada y con una limitada estructura para regular extracciones, como ha sido comentado por Shah *et al.* (2007) para zonas abastecidas por acuíferos.

Para tener una mejor dimensión de la participación de las UR en la sobreexplotación de los acuíferos se generó la Tabla 2, que muestra la distribución de las UR subterráneas según el grado de explotación del acuífero que las abastece. Las UR con fuente de aprovechamiento subterráneo están dispersas en 463 acuíferos, de los cuales 142 acuíferos presentan una condición de sobreexplotados, 175 de subexplotación y 146 de equilibrio. De la Tabla 2 se observa que cerca de la mitad de las UR en superficie regable son abastecidas por acuíferos sobreexplotados y las dos cuartas partes restante en acuíferos en equilibrio subexplotados. Si se considera que 2/3 en UR y 1/3 en DR de la superficie regable es

abastecida por aguas subterráneas, y si además se agrega que el 75.2% de las UR se localizan en acuíferos sobreexplotados o en equilibrio, es vital controlar las extracciones de las UR en acuíferos críticos, así como en los DR abastecidos por aguas subterráneas, por lo que el Estado debe propiciar el desarrollo de capacidades de autorregulación y autogestión de los usuarios de las UR, como lo plantearon Wester *et al.* (2009).

Tabla 2. Participación de las UR con fuente de aprovechamiento subterránea localizadas en los acuíferos según su grado de explotación.

Indicador UR	Todos los acuíferos (% del total)	Acuíferos subexplotados (% del total)	Equilibrio (% del total)	Acuíferos sobreexplotados (% del total)
Superficie regable	2 625 081.67 (100)	585 446.91 (22.3)	663 038.39 (25.3)	1 376 596.37 (52.4)
Número de Usuarios	330 577 (100)	73 519 (22.2)	112 549 (34.0)	144 509 (43.7)
Número de UR	44 254 (100)	10 961 (24.8)	12 316 (27.8)	20 977 (47.4)

En la Figura 7 y Figura 8 se muestra la heterogeneidad de las UR abastecidas por agua subterránea y por agua superficial, respectivamente, bajo condiciones de déficit hídrico. Esta heterogeneidad puede tener su origen, entre otros, en los siguientes aspectos: tipos de organización, infraestructura disponible y tipo de fuente de abastecimiento (Mazabel, 2007). En particular, existe un gran reto para

caracterizar las UR abastecidas de aguas subterráneas debido sobre todo a la falta de interés a organizarse y a suministrar información, así como a la concentración de concesiones por usuarios individuales o bien agrupadas en pocas familias. Para el caso de las UR subterráneas en acuíferos deficitarios, concentran su superficie de 10 a 500 ha y menor a 100 usuarios para 3 de las 4 zonas de déficit del acuífero en Hm^3 (Figura 7).

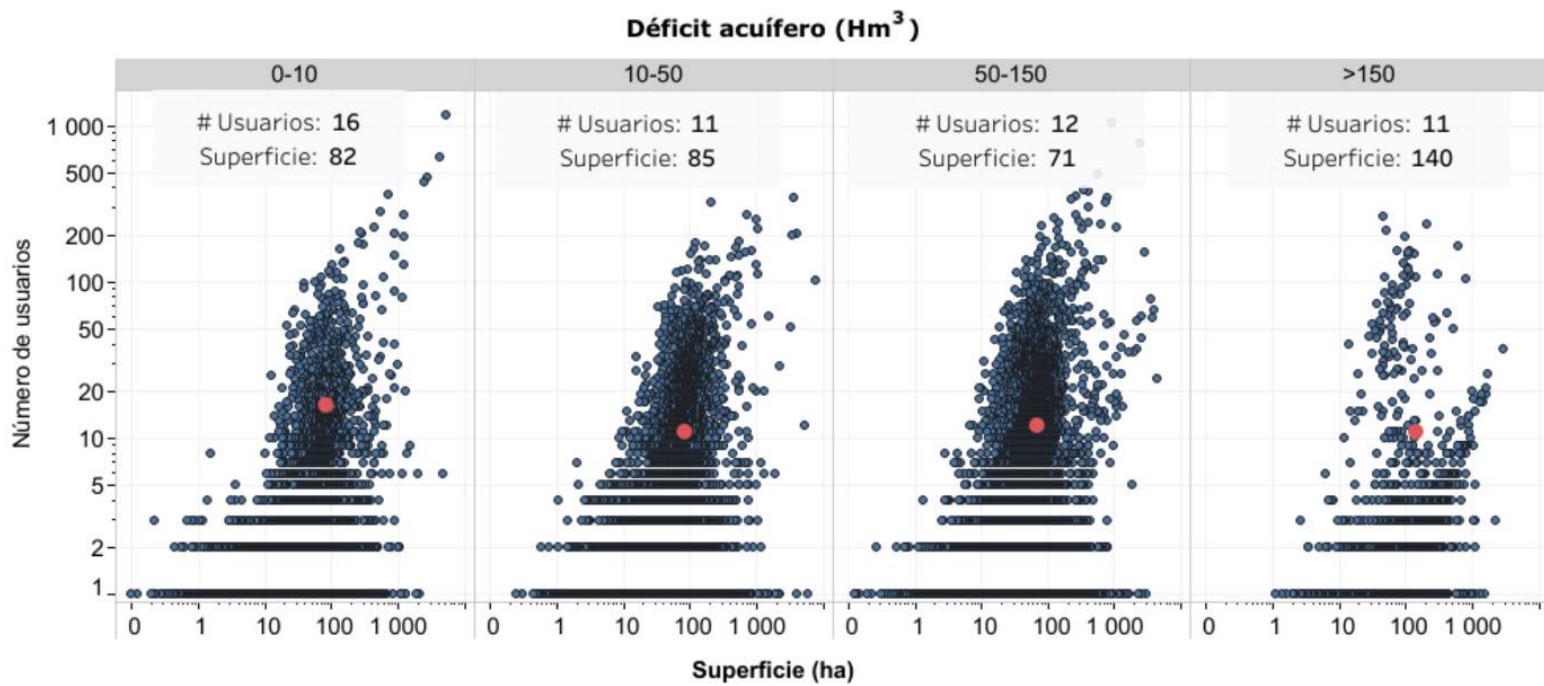


Figura 7. Superficie regable y número de usuarios por UR según la disponibilidad del acuífero que los abastece. El punto rojo indica valores promedios y cada punto azul representa a una UR. Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018a) y Conagua (2021b).

Para el caso de las UR superficiales en cuencas deficitarias, se muestran dos casos que se concentran para déficit hídrico menor a 10 Hm³ y mayor a 150 Hm³.

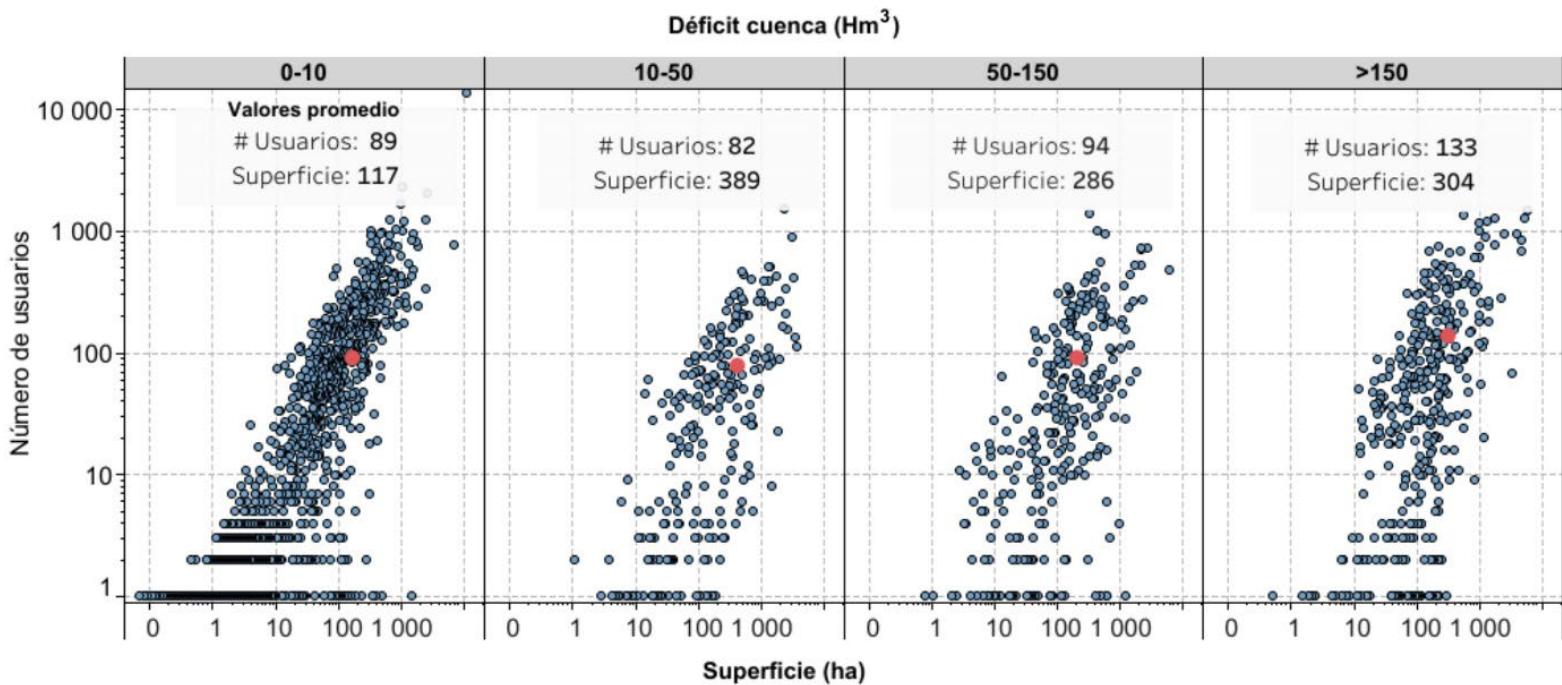


Figura 8. Superficie regable y número de usuarios por Unidad de Riego según la disponibilidad de agua superficial de la cuenca que las abastece. El punto rojo indica valores promedios y cada punto azul representa a una Unidad de Riego. Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b) y Conagua (2021b).

A nivel más detallado, los resultados indican que en México se tiene una superficie de 1 376 596 hectáreas correspondientes a las UR abastecidas de aguas subterráneas (Tabla 2), que se encuentran en 223 acuíferos en condiciones de déficit hídrico (Figura 9). El 78% de estas UR

extraen agua de un acuífero deficitario y el 33% de estas UR corresponden a monousuario. Además, existen 64 acuíferos donde las UR abastecidas de aguas subterráneas suman una superficie mayor de 10 000 hectáreas y 18 acuíferos con déficit en la disponibilidad mayores de 100 hectómetros cúbicos (Hm^3), con superficies mayores de 10 000 hectáreas (Figura 9). De esta forma, por ejemplo, las UR del estado de Chihuahua se abastecen de tres acuíferos en condiciones de grave presión hídrica: Los Juncos, Laguna de Santa María y Jiménez-Camargo.

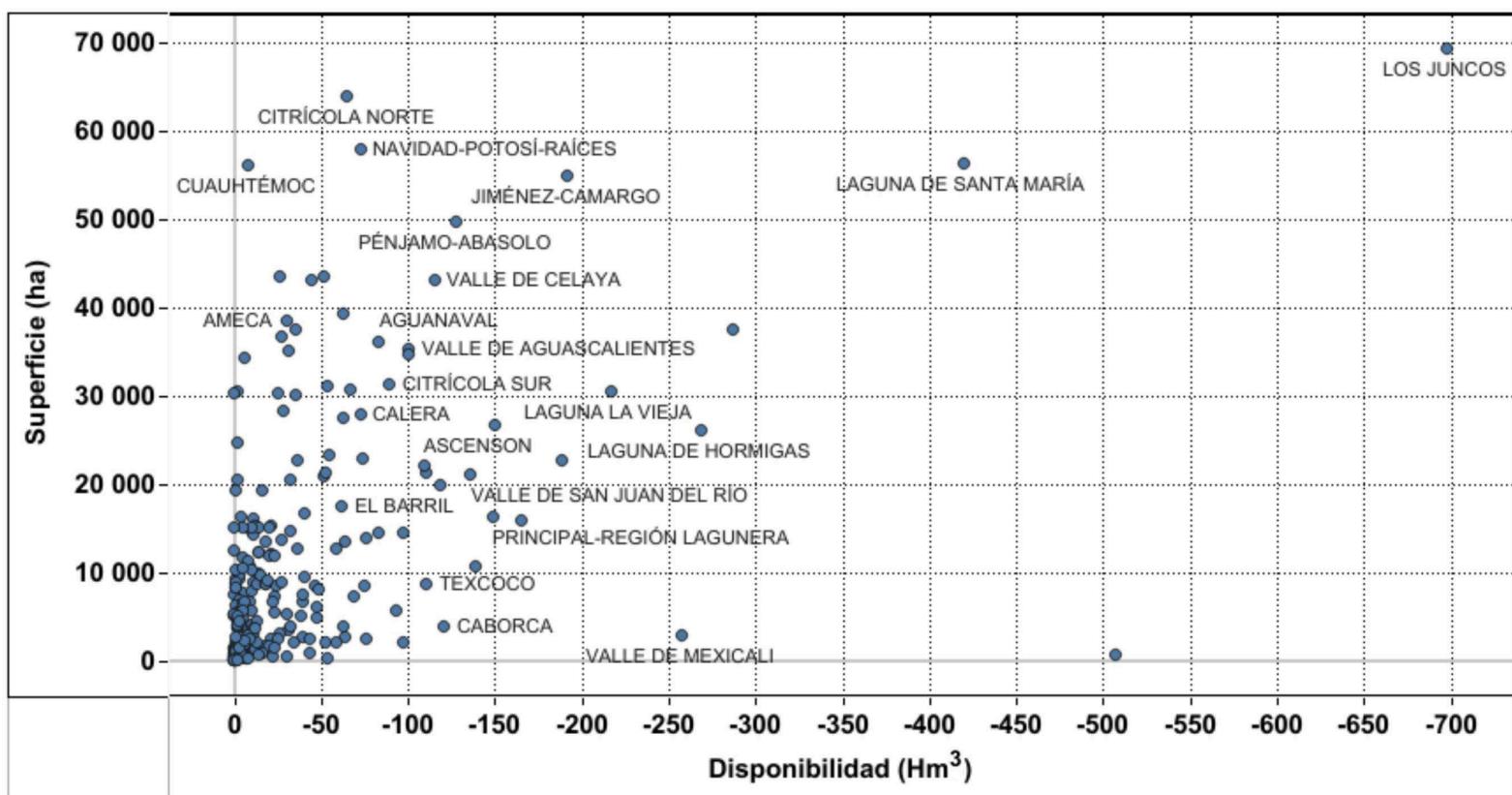


Figura 9. Superficie total regable de las UR en acuíferos sin disponibilidad. Cada punto representa a un acuífero. Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b) y Conagua (2021a).

A diferencia de las UR en acuíferos con déficit, son pocas las UR que se encuentran en cuencas con aguas superficiales deficitarias; se estimó una superficie de 438.7 mil hectáreas, correspondientes a 2 189 UR abastecidas de aguas superficiales, que se encuentran en 42 cuencas deficitarias (Figura 10). Existen seis cuencas deficitarias (mayor a 45 Hm³) con superficies regables importantes de UR: Río Tepalcatepec, Río Cupatitzio, Río San Juan 1, Río Amacuzac, Río Salado y Río Lerma 5. Además, existen seis cuencas con superficies regables importantes, cuya disponibilidad pudiera ser crítica a mediano plazo: Río Lerma 2, Río Nexapa, Río Pesquería, Río Lerma 3, Río Bravo 13, y Río Turbio. El presente estudio no validó la calidad del inventario de UR. Pudiera haber UR que no se inventariaron por la Conagua. Por ejemplo, la cuenca del Río Medio Balsas es la más deficitaria (2 428 Hm³) del país, sin embargo, la superficie regable de las UR inventariadas en dicha cuenca es insignificante (menor a 2 mil hectáreas), por lo que no se muestra en la Figura 10; lo mismo ocurre con la cuenca del Río Bajo Atoyac (déficit de 738.81 Hm³ y superficie de UR de 2 675.61 ha), y Río Bravo 3 (déficit de 571.495 Hm³ y superficie de UR de 1 161.71 ha).

Superficie (ha)

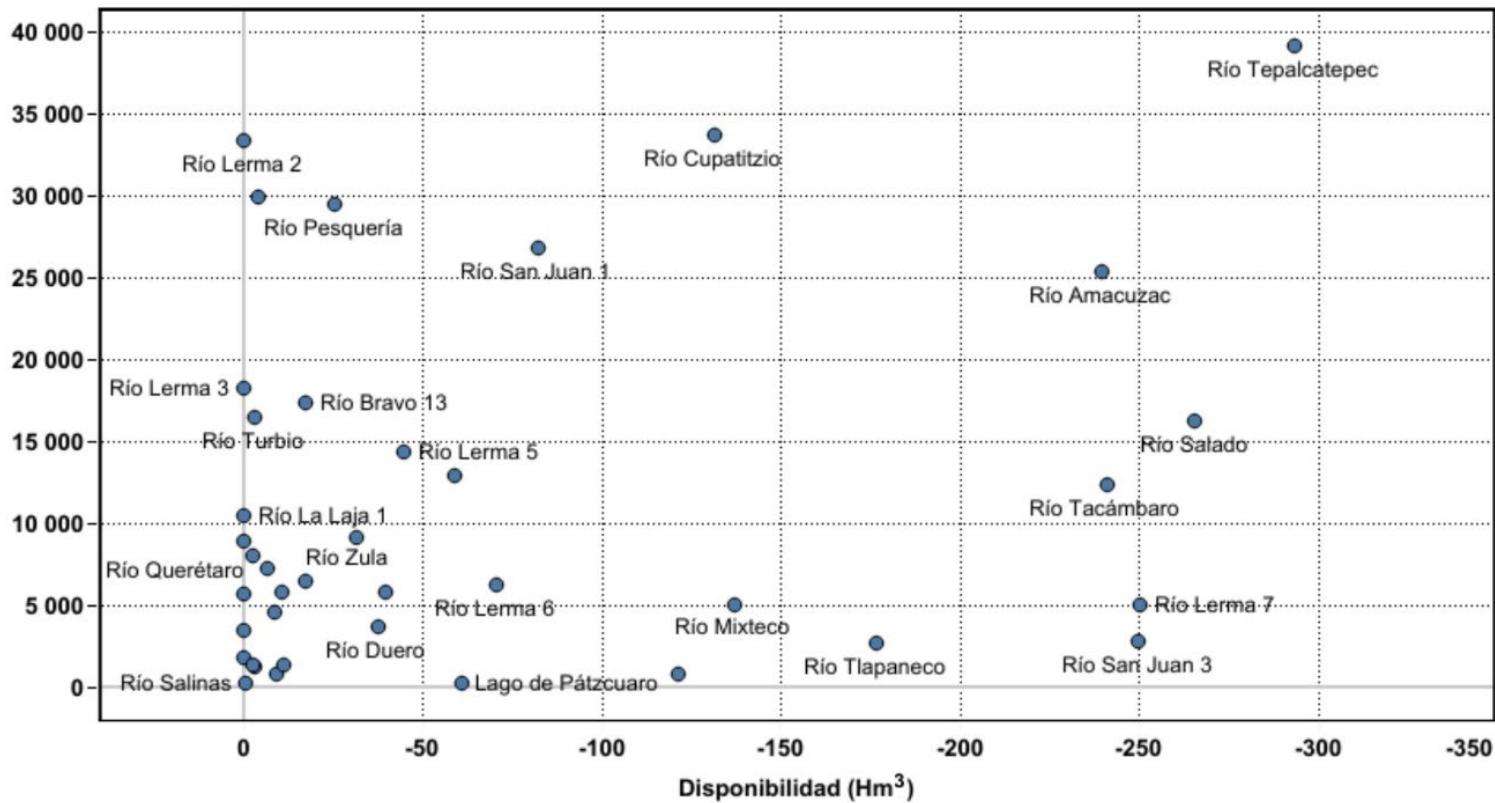


Figura 10. Superficie total regable de UR en cuencas deficitarias. Cada punto representa a una cuenca. Fuente: elaboración con datos de Conagua (2018b) y Conagua (2021b).

Las UR de agua subterránea de un usuario pueden estar motivadas por sus intereses individuales con una tendencia a la sobreexplotación del acuífero, un recurso limitado que comparten con otros individuos; es el dilema de la *tragedia de los comunes* descrito por Hardin (1968). Lo anterior ha sido fomentado incluso por los apoyos gubernamentales durante varias décadas, que han promovido la construcción, reparación y mantenimiento de pozos profundos para riego.

Por otra parte, los resultados muestran también que la intervención del Estado ha sido débil para favorecer la sustentabilidad de los acuíferos que abastecen a las zonas de riego, con acciones efectivas que los usuarios de riego no pueden emprender solos, como son el monitoreo, la reglamentación y el control de las extracciones (Carter & Howsam, 1994).

Para un mejor estudio, caracterización y entendimiento de las UR, se propone clasificarlas en función de su administración, misma que considera la presencia o ausencia de burocracia y tecnocracia, y que están relacionadas con el tamaño y, por ende, con la complejidad del sistema de riego, en los siguientes grupos:

1. **Aisladas con menos de 10 usuarios.** Manejan su propia fuente de abastecimiento sin intervención de terceros. Estas UR han sido exitosas productivamente y al estar aisladas se facilita la explotación de su fuente de abastecimiento sin un control oficial, por lo que no tienen interés para organizarse ante la pérdida de solidaridad en estas UR caracterizadas por pocos usuarios y cuyos intereses son individuales por encima de los beneficios sociales o ambientales.
2. **Organizadas autogestivas.** Constituyen organizaciones de riego vernáculo que se basan en una alta participación cooperativa de los usuarios para operar y organizar las tareas de la UR, así como para resolver los conflictos y entregar el servicio de riego usando el conocimiento local (Palerm-Viqueira, 2005). Estas UR han estado funcionando con poca intervención del Estado. En general producen para autoconsumo, por lo que su producción es vital para su supervivencia.

3. **Organizadas intermedias.** Este tipo de organizaciones de riego mantiene rasgos de organizaciones autogestivas, complementada con los conocimientos sobre la gestión “moderna” del agua de organizaciones burocráticas (Freeman, Bhandarkar, Shinn, Wilkins-Wells, & Wilkins-Wells, 1989). El gobierno mexicano ha invertido grandes recursos para organizar asociaciones civiles de usuarios (ACU) a fin de facilitar su gestión administrativa por parte de Conagua. Al interior de las ACU, la participación de los usuarios de riego es limitada y se promueve la centralización de la gestión de los recursos hidráulicos de acuerdo con la administración oficial de dichas UR (Palerm-Viqueira, 2009).
4. **Organizadas oficialmente.** Existen varias UR, como las que comparten la misma fuente de agua superficial de un DR, que tienen una organización muy similar a los módulos de riego que conforman un DR. Aunque estas UR tienen algunos rasgos de autogobierno, difieren grandemente de las organizaciones de riego tradicionales con autogobierno (Palerm-Viqueira, 2020). Las decisiones de los usuarios que conforman estas UR la realizan sus representantes, que se constituyen en mesas directivas, y donde los usuarios que la conforman tienen que realizar trámites para tener acceso al servicio de riego y pagar una cuota diferenciada, por lo usual por el tipo de cultivo y superficie a cultivar, para contar con el servicio de riego. Tales UR son gestionadas bajo una gestión uniforme promovida y normada por el gobierno, por lo que en general concentran los apoyos para las UR por parte de la Comisión Nacional del Agua.

Finalmente, es importante mencionar que la LAN vigente indica de forma muy general qué es y cómo se forma una UR. Lo anterior fomenta una dispersión de las UR y complica que se lleve un registro de las propias UR debido a que el Repda de Conagua solo lleva el registro de los derechos de agua para uso agrícola en general, sin tener el control del padrón de usuarios de cada concesión para personas morales de las UR, que sí existe para las ACU de los distritos de riego.

Conclusiones

Se puede destacar que las UR difieren grandemente por el número de usuarios y superficie regable en función del tipo de fuente de abastecimiento. Al comparar las UR abastecidas de fuentes subterráneas con las abastecidas de fuentes superficiales se encontró que las primeras están integradas con UR con pocos usuarios, pero con una mayor superficie media por usuario; mientras que en las segundas se presenta lo contrario: muchos usuarios por UR, pero con menor superficie media por usuario.

Los resultados también indican que las UR están dispersas, predominando las UR de pocos usuarios (hasta 10 usuarios), lo cual indica que es necesario incrementar sus redes de solidaridad hídrica para proteger sus fuentes de agua y su territorio (cuenca/acuífero). La mayoría de las UR se ha desarrollado de forma autónoma, por lo que el papel del Estado debe ser para potenciar su desarrollo y no para controlarlas.

Controlar las extracciones en acuíferos sobreexplotados debe enfocarse a supervisar y controlar los volúmenes extraídos y

concesionados, así como promover la organización de UR dispersas para fomentar la autogestión colectiva de las UR por acuífero.

Es importante clasificar a las UR en función de su grado de organización existente, como la que se propone en este trabajo, misma que puede ser la base para futuros inventarios de UR, al igual que para un mejor estudio, caracterización y comprensión.

Referencias

- Bottrall, A. F. (1981). *Comparative study of the management and organization of irrigation projects*. World Bank Staff Working Paper No. 458. Washington, DC, USA: The World Bank.
- Brown, D., Morton, J., & Grimble, R. (1995). *Small-scale irrigation in sub-Saharan Africa: Prospects for development*. London, UK: Natural Resources Institute.
- Byrns, F. E. (1957). The role of the civil engineer in irrigation. *Journal of the Washington Academy of Sciences*, 47(7), 215-217. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/24533882>
- Carter, R. C., & Howsam, P. (1994). Sustainable use of groundwater for small-scale irrigation. *Land Use Policy*, 11(4), 275-285. DOI: 10.1016/0264-8377(94)90053-1

Colpos, Colegio de Postgraduados. (1998). *Diagnóstico preliminar sobre superficies regables y volúmenes requeridos en las Unidades de Riego organizadas y sin organizar. Informe final para la Comisión Nacional del Agua (CNA), Subdirección General de Operación. Coordinación de Uso Eficiente del Agua*. Montecillo, México: Colegio de Postgraduados.

Colpos, Colegio de Postgraduados. (2006). *Sistema de Información de Unidades de Riego organizadas y sin organizar. SIUR (v2.0)*. Montecillo, México: Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Operación, Coordinación de Uso Eficiente del Agua del Colegio de Postgraduados.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento*. Recuperado de <https://www.conagua.gob.mx/conagua07/publicaciones/publicaciones/sgaa-37-12.pdf>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2013). *Suspensión provisional de libre alumbramiento*. Recuperado de <https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/sections/LibreAlumbramiento.html>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018a). *Atlas del Agua en México. Edición 2018*. Recuperado de http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/AAM_2018.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018b). *Base de datos geoespacial. Sistema Nacional del Agua (SINA)*. Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Estadísticas agrícolas de las unidades de riego.* Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-agricolas-de-unidades-de-riego>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego.* Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-agricolas-de-los-distritos-de-riego>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2021a). *Disponibilidad de los acuíferos 2020.* Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=acuiferos#&ui-state=dialog>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2021b). *Disponibilidad de cuencas hidrológicas 2021.* Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=cuencas&ver=mapa&o=0&n=nacional>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022). *Base de datos del Registro Público de Derechos de Agua (REPDA).* Recuperado de <https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>

FAO, Food and Agriculture Organization. (1987). Consultation on irrigation in Africa. Irrigation and drainage, Irrigation and Drainage Paper No. 42. *Proceeding of the Consultation on Irrigation in Africa.* Lomé, Togo, 21-25 April, 1986.

- Foster, S., Garduño, H., & Kemper, K. (2004). *Mexico — The 'COTAS' — Progress with stakeholder participation in groundwater management in Guanajuato*. World Bank GW-MATE Series Case Profile Collection No. 10. Washington, DC, USA: World Bank.
- Freeman, D. M., Bhandarkar, V., Shinn, E., Wilkins-Wells, J., & Wilkins-Wells, P. (1989). *Local organizations for social development. concepts and cases of irrigation organization*. Colorado, USA: Westview Press. Recuperado de http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNABD173.pdf
- Hagos, F., Makombe, G., Namara, R. E., & Awulachew, S. B. (2009). *Importance of irrigated agriculture to the Ethiopian economy: Capturing the direct net benefits of irrigation* (IWMI Research Report 128). Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. *Science*, 162, 1243-1248.
- Horst, L. (1998). *The dilemmas of water division: Considerations of criteria for irrigation system design*. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.
- Hunt, R. C. (1988). Size and structure authority in canal irrigation. *Journal of Anthropological Research*, 44(4), 335-355.
- Lopez-Gunn, E., & Cortina, L. M. (2006). Is self-regulation a myth? Case study of Spanish groundwater user associations and the role of higher-level authorities. *Hydrogeology Journal*, 14(3), 361-379.
DOI: 10.1007/s10040-005-0014-z

Mango, N., Makate, C., Tamene, L., Mponela, P., & Ndengu, G. (2018). Adoption of small-scale irrigation farming as a climate-smart agriculture practice and its influence on household income in the Chinyanja Triangle, Southern Africa. *Land*, 7(2), 49. DOI: 10.3390/land7020049

Martínez-Sanmartín, L. P. (2020). Elements of resilience in a coupled natural and human system. In: Rosenberg, A. (ed.). *Acequias of the Southwestern United States*. Agricultural Experiment Station. Research Report 796. Las Cruces, USA: College of Agricultural, Consumer and Environmental Sciences, New Mexico State University.

Mazabel, D. G. (2007). Organización social y "pequeño riego" en México. Un acercamiento a la región Centro. *Espacios Públicos*, 10(20), 201-215.

Murray, F. J., & Little, D. C. (2000). *The nature of small-scale farmer managed irrigation systems in North West Province, Sri Lanka and potential for aquaculture* (Working Paper SL1.3. Project R7064). Stirling, Scotland: Institute of Aquaculture, University of Stirling.

MWR, Ministry of Water Resources. (2019). *Manual for data collection in 6th minor irrigation census (reference year: 2017-18)*. Recuperado de

https://irrigation.assam.gov.in/sites/default/files/swf_utility_folder/departments/irrigation_webcomindia_org_oid_3/portlet/level_2/manual_for_data_collection_in_6th_mi_census.pdf

- Ortiz, R. G. (1993). Conceptos originales relevantes de la Ley de Aguas Nacionales. *Ingeniería Hidráulica en México*, 1, 7-13. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/705>
- Palerm, A. (1987). *Introducción a la teoría etnológica (original 1967)*. Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro.
- Palerm-Viqueira, J. (2005). Gobierno y administración de sistemas de riego. *Región y Sociedad*, 17(34). DOI: 10.22198/rys.2005.34.a614
- Palerm-Viqueira, J. (2009). Distritos de riego en México, algunos mitos. En: Palerm, J., & Martínez-Saldaña, T. (eds.). *Aventuras con el agua. La administración del agua de riego: historia y teoría* (pp. 277-328). Montecillo, México: Colegio de Postgraduados.
- Palerm-Viqueira, J. (2020). Caracterización de los módulos de los distritos de riego y presencia de organizaciones locales. *Región y Sociedad*, 32, 1335. DOI: 10.22198/rys2020/32/1335
- Puy, A., Muneepakul, R., & Balbo, A. (2017). Size and stochasticity in irrigated social-ecological systems. *Scientific Reports*, 7, 43943. DOI: 10.1038/srep43943
- Sánchez, M. (2002). El eslabón perdido: la administración local del agua en México. En: Ávila-García, P. (ed.). *Agua, cultura y sociedad en México*. Zamora, México: El Colegio de Michoacán, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Shah, T., Burke, J., Villholth, K., Angelica, M., Custodio, E., Daibes, F., Hoogesteger, J., Giordano, M., Girman, J., van der Gun, J., Kendy, E., Kijne, J., Llamas, R., Masiyandima, M., Margat, J., Marin, L., Peck, J., Rozelle, S., Sharma, Bharat, R., Vincent, L., & Wang, J. (2007). Groundwater: A global assessment of scale and significance. In: Molden, D. (ed.). *Water for food, water for life: A comprehensive assessment of water management in agriculture* (pp. 395-423). London, UK: Earthscan; Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI).
- Silva-Ochoa, P. (2000). *Unidades de riego: la otra mitad del sector agrícola bajo riego en México.* (IWMI Serie Latinoamericana No. 19). México, DF, México: Instituto internacional del Manejo del Agua.
- Uphoff, N. (1986) *Improving international irrigation management with farmer participation: Getting the process right.* Boulder, USA: Westview Press. DOI: 10.4324/9780429043536
- Vanschoenwinkel, J., & Van Passel, S. (2018). Climate response of rainfed versus irrigated farms: The bias of farm heterogeneity in irrigation. *Climatic Change*, 147, 225-234. DOI: 10.1007/s10584-018-2141-2
- Wester, P., Hoogesteger, J., & Vincent, L. (2009). Local IWRM organizations for groundwater regulation: The experiences of the Aquifer Management Councils (COTAS) in Guanajuato, Mexico. *Natural Resources Forum*, 33, 29-38. DOI: 10.1111/j.1477-8947.2009.01206.x

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-04-10

Notas

Modelo para estimar demanda de servicios públicos urbanos, zonificados, aplicando sistemas de información geográfica

Model to estimate urban public services demand, by zone, using geographic information systems

Carlos Roberto Cobos¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-9634-9489>

José Anta², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2002-0618>

María Teresa Teijeiro³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6179-3348>

Manuel Basterrechea⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-7058-9280>

¹Universidad de Santiago de Compostela, La Coruña, España,
carlosroberto.cobos@rai.usc.es

²Universidade da Coruña, Centro de Innovación Tecnológica en Edificación e Enxeñaría Civil (CITEEC), La Coruña, España,
jose.anta@udc.es

³Proyectos y Planificación, Departamento de Ingeniería Agroforestal, Escola Politécnica Superior de Enxeñaría, Universidade de Santiago de Compostela, La Coruña, España, mteresa.teijeiro@usc.es

⁴Academia de Ciencias, Guatemala, asebaste@gmail.com



Autor para correspondencia: Carlos Roberto Cobos,
cobos.carlosroberto@gmail.com

Resumen

Para el diseño y operación de cualquier servicio público, un elemento básico es determinar el número de personas a quienes se les prestará el servicio, no importando si es agua potable, drenajes, transporte o electricidad. Sin embargo, cuando los conglomerados urbanos son grandes o tienen ciudades dormitorio, la estimación de la población a servir se vuelve compleja, sobre todo porque los censos poblacionales por lo regular solo consideran la población residente en un territorio. Así, un distrito comercial o financiero puede tener una población residente relativamente pequeña, pero una población flotante considerable que, aunque solo trabaje, estudie o visite la zona, requiere los servicios básicos (agua, drenaje, etc.). Las mediciones de tráfico dan un valor global de cuántas personas ingresan a un municipio o territorio, pero difícilmente determinan cómo se distribuyen en las zonas urbanas. El modelo propuesto aprovecha las ventajas de los sistemas de información geográfica (SIG) para ubicar la demanda, calculando un estimado de la población a servir, en función de los metros cuadrados construidos y tipo de uso; esto permite no sólo determinar la población residente y flotante de una región, sino también sectorizar y delimitar áreas específicas para obtener los datos de población a servir en un sector, definiendo volúmenes de agua, redes, plantas potabilizadoras, tamaño de drenajes y descargas sanitarias, así como dimensionar plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), o necesidades de transporte y servicio eléctrico.

El modelo se aplicó en la zona urbana del municipio de Guatemala, Guatemala, ubicado en América Central, obteniéndose la población residente y flotante por cada una de las zonas. El modelo permite definir la población flotante, estimarla a futuro con base en las proyecciones de área construida y ajustarlo conforme ocurran los cambios.

Palabras clave: población urbana, población residente, población flotante, modelos SIG, planificación municipal, planificación urbana, planes de ordenamiento territorial, demanda de servicios públicos.

Abstract

For the design and operation of any public service, a basic element is to determine the number of people to whom the service would be provided, regardless of whether it is drinking water, drainage, transportation or electricity. However, when urban clusters are large or have dormitory cities, estimating the population to serve becomes complex, especially since population censuses usually only consider the resident population in a territory. Thus a commercial or financial district, may have a relatively small resident population, but a considerable floating population that, although only working, studying or visiting the area, requires basic services (water, drainage, etc.). Traffic measurements give an overall value of how many people enter a municipality or territory, but hardly determine how they are distributed in urban areas. The proposed model takes advantage of Geographic Information Systems (GIS), to locate the demand, calculating an estimate of the population to be served, based on the square meters built and type of use. This allows not only to determine the resident and floating population of a region, but also to select and



delimit specific areas, to obtain the population data to be served in a sector, defining volumes of water, networks, water treatment plants, size of drains and sanitary discharges, as well as sizing wastewater treatment plants (WWTP) or transport and electric service needs. The model was applied in the urban area of the Guatemala Municipality, Guatemala, located in Central America, obtaining the resident and floating population for each of the zones. The model allows defining the floating population, to estimate it in the future based on the projections of built area and adjusting it as changes occur.

Keywords: Urban population, resident population, floating population, GIS models, municipal planning, urban planning, land use planning plans, public service demand.

Recibido: 02/05/2022

Aceptado: 22/03/2023

Publicado Online: 04/04/2023

Introducción

El modelo que se presenta es una propuesta que pretende determinar la demanda de un servicio público estimando la población tanto residente como flotante que requiere servicios; esto, en función del área construida y el tipo de uso. Se le ubicó espacialmente con un sistema de información geográfica (SIG). A la vez, facilita pronosticar los requerimientos de dicha

demandas a futuro con base en las proyecciones de crecimiento en los Planes de Ordenamiento Territorial (POT).

En general, para diseñar y operar los servicios es indispensable conocer la cantidad de población a servir. En el caso de poblados pequeños y con dinámicas de crecimiento normales, la estimación de la población de diseño y sus proyecciones a futuro es bastante directa. Pero cuando las áreas urbanas crecen y presentan dinámicas complejas, el cálculo de la población a servir se vuelve también complejo. Usualmente los censos miden con certeza la población residente, no así la flotante. Ante la falta de datos, los estudios proyectan solo la población censal para estimar la población en el territorio (Barillas, 2012), algunos incluyen el fenómeno migratorio y otros integran desplazamientos internos (Valladares-Vielman, 2008). En el caso de los centros urbanos metropolitanos —que se generan en la confluencia de diversas interacciones y que no siempre son iguales en las diferentes ciudades (Angel, Sheppard, & Civco, 2005; BM, 2015)— es difícil medir el tema de población, en especial la que se traslada de ciudades dormitorio a los centros principales de comercio y producción.

Es importante indicar que éste no es un modelo de población *perse*, sino más bien uno de demandas de servicio. Por ejemplo, puede haber un área construida que no está ocupada al 100%, pero el modelo calculará la población con ocupación al 100%, pues en teoría el encargado de suplir esa demanda debería tener la capacidad de prestar el servicio a toda el área construida o, por lo menos, prever qué acciones a futuro deberá realizar para prestar el servicio.

El modelo se aplicó en el municipio de Guatemala, capital de Guatemala, cuya dinámica poblacional se ve afectada por los municipios aledaños. Los municipios aledaños han crecido de forma vertiginosa conurbándose y creando una gran área metropolitana; si bien oficialmente no existe un área metropolitana definida, según diversos autores puede contemplar de 1 a 23 municipios (Morán, 1998).

El área metropolitana se ha expandido como se muestra en la Figura 1, apreciándose el crecimiento desde 1800 hasta el año 2000 y proyectado al 2020, con base en el proyecto de cartografía urbana del municipio de Guatemala y el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) (DPU, 2010).

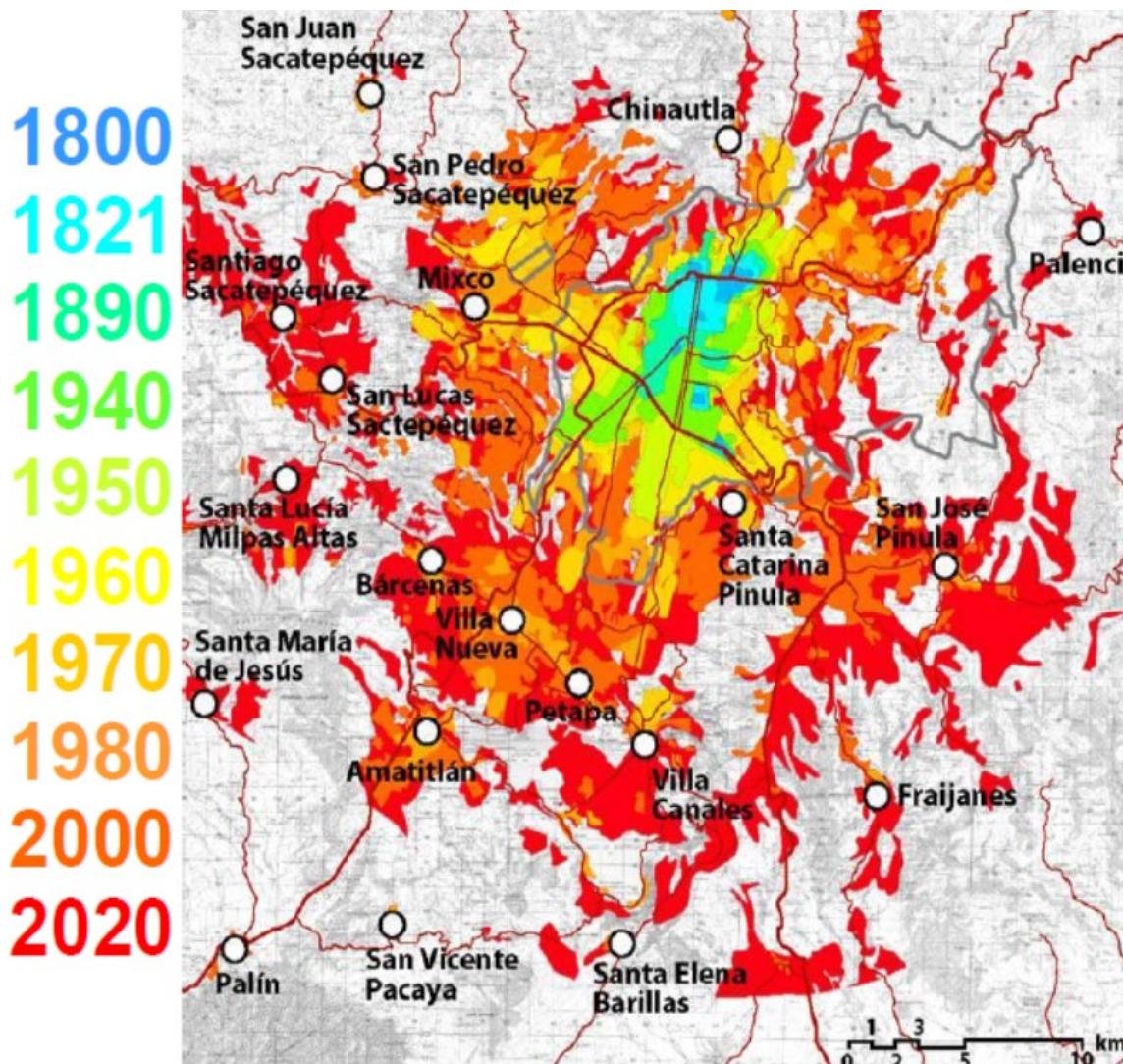


Figura 1. Crecimiento urbano (DPU, 2010).

En Guatemala, a finales de 2018, se realizó un censo de población a nivel nacional del cual aún no se tienen datos desagregados a nivel de zona urbana (INE, 2020). Anteriormente los únicos datos eran los del censo realizado en el año 2002. Sin embargo, a la fecha no se ha establecido, especialmente en la zona del área metropolitana de

Guatemala, una forma que permita estimar la población que requiere estos servicios. La dinámica poblacional que ha tenido en estos últimos 16 años el municipio de Guatemala ha sido afectada por lo siguiente: 1) una migración de los habitantes de la ciudad de Guatemala hacia los municipios vecinos, donde se desarrollaron grandes proyectos inmobiliarios de todo nivel (Villa Nueva, San Miguel Petapa, San José Pinula, Santa Catarina Pinula, Mixco, Fraijanes, Chinautla, etc.), y 2) en los últimos 4 o 5 años, la tendencia anterior parece estar revirtiéndose, al haber una oferta de nuevos apartamentos en edificios recién construidos dentro del municipio de Guatemala.

Por otro lado, la ciudad siguió siendo el centro cultural, comercial, económico y administrativo no solo de la región central sino de todo el país, por lo que la población flotante en la ciudad es significativa y, como ya se ha mencionado, hay que prestarle servicios (Mayorga, 2019).

Para estimar esa población flotante se han utilizado encuestas de origen y destino, determinando el origen de los vehículos que ingresan a la ciudad y a qué parte se dirigen. La última encuesta realizada por la Municipalidad de Guatemala (Mayorga, 2019) estimó en 2017 que la población que ingresa diariamente a la ciudad de Guatemala desde los municipios vecinos es de 1 551 433 personas. Si bien esta encuesta indica aproximadamente a las zonas donde se dirigen, no permite definir las áreas prioritarias de servicio dentro de dichas áreas.

Considerando que existe información generada para otros fines, ésta se puede integrar y utilizarse para determinar la demanda de servicios y ubicarla espacialmente por ser datos georreferenciados. A partir de ello se desarrolla el modelo en función de: 1) el mapa de área

construida (mapa de catastro); 2) uso del área (información de control urbano integrada al número catastral); 3) para las proyecciones a futuro (información de proyecciones de construcción del Plan de Ordenamiento Territorial (POT, 2006), que está actualmente en proceso de actualización), y 4) la categoría de la construcción con respecto a su nivel de calidad.

Esta información, si bien está dispersa, se puede consolidar en una sola capa de SIG, que aplicando una densidad por metro cuadrado de acuerdo con el uso y categoría de las construcciones permite determinar la población residente y flotante por zonas, al igual que áreas más pequeñas y específicas, como por ejemplo, una colonia o un barrio dentro de una zona.

La intención con este modelo es que sea aplicable sobre todo para diseñar, mejorar, planificar y operar los servicios de agua potable, las redes de saneamiento, las plantas de tratamiento de agua potable y residuales, y en general para mejorar el manejo de los servicios públicos existentes.

Este modelo requiere modificarse conforme la información se vaya actualizando. Así, la población residente se deberá ajustar con los resultados publicados del nuevo censo y en el caso de la información catastral conforme haya mejor información (algunas zonas como la 18 y 21 no se encontraban totalmente catastradas en el mapa catastral de 2017 que se utilizó como base). También se deben tomar en cuenta las nuevas construcciones que se autoricen, al igual que los cambios en la tendencia de los usos de acuerdo con el comportamiento del mercado

inmobiliario, o nuevas normativas y regulaciones; las zonas de la ciudad se identifican en la Figura 2.

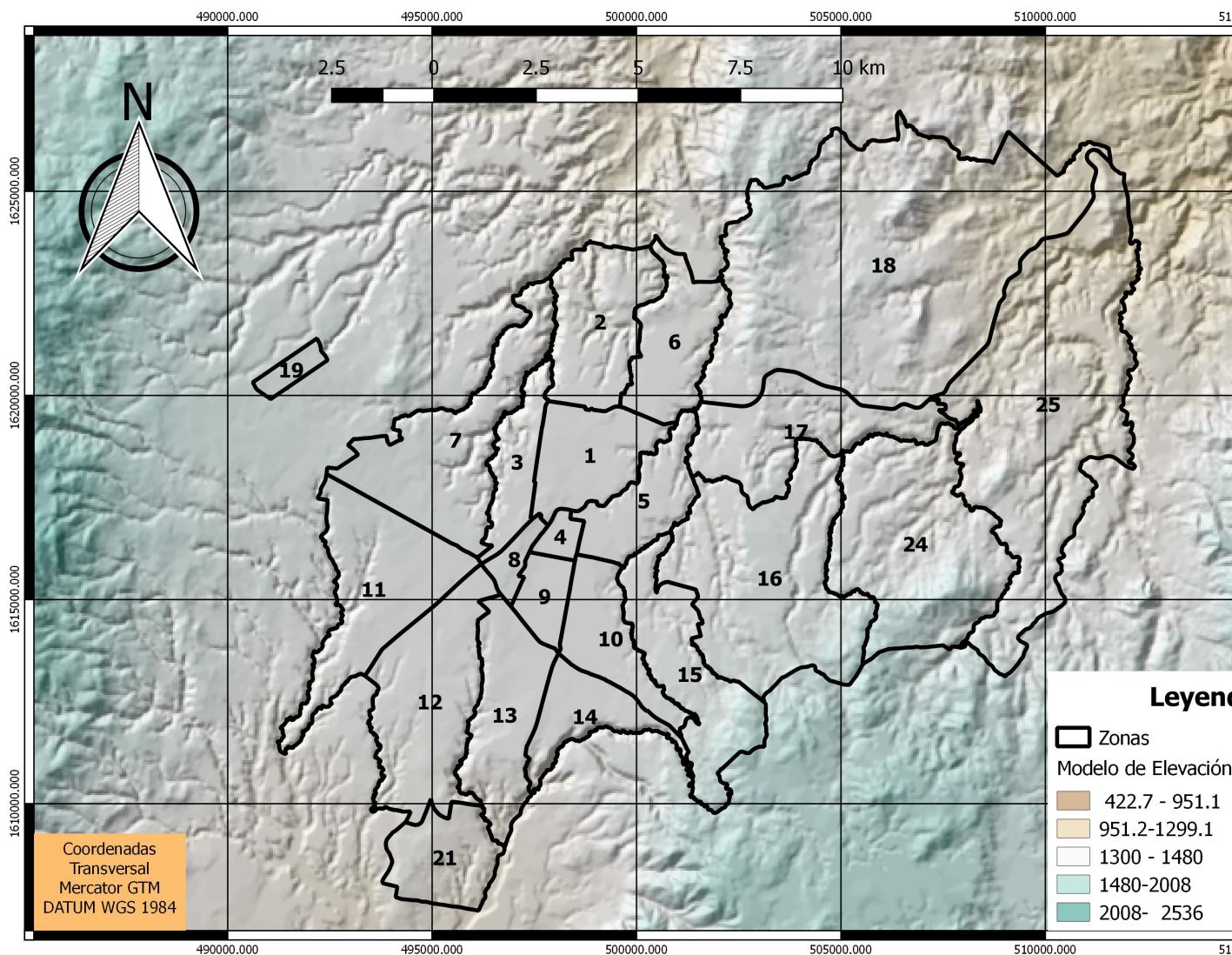


Figura 2. Zonas de la ciudad de Guatemala.

Materiales y métodos

Se utilizaron tres computadoras estándar de oficina; en dos de ellas se ajustaron las diferentes capas, y en la tercera se procesó y corrió el modelo. Una ventaja es que no se requiere un equipo sofisticado para procesar la información del SIG, aunque sí debe cumplir con los requisitos mínimos del programa utilizado.

Se empleó la versión 2.18 “Las Palmas” del programa Quantum GIS (QGIS™), que puede descargarse en el sitio <https://qgis.org/es/site/> (Proyecto QGIS, 2017), donde están el *software* y diferentes manuales. Este programa es un sistema de información geográfica (SIG), de Código Abierto licenciado bajo GNU (General Public License). El *software* no tiene especificaciones de *hardware*, por lo que se puede instalar prácticamente en cualquier equipo. Los equipos utilizados en este caso fueron procesadores previos a Pentium 4, discos con al menos 250 GB disponibles y RAM 4 GB. La velocidad del procesador y la falta de una tarjeta de video adicional pueden provocar que las operaciones sean muy lentas. Algunos sitios de Internet especializados en SIG recomiendan dos GB de memoria RAM como mínimo; un procesador Dual Core o Pentium 4, y que la tarjeta gráfica tenga 256 MB de memoria (<https://acolita.com/las-mejores-computadoras-para-aplicaciones-sig/>) (ArcGeek, 2020) (<https://www.tecpa.es/cursos-on-line/qgis-medio-ambiente/>) (TECPA, 2015).

La metodología usada para desarrollar el modelo conceptual se llevó a cabo en siete fases, las cuales se resumen a continuación.

Fase I. Pruebas preliminares

Se preparó una metodología preliminar, utilizando la zona 14 de la ciudad, donde participó personal de la Dirección de Planificación Urbana; se definió una densidad poblacional, y se determinaron usos de predios y categorías de construcción. Se definieron sectores homogéneos con base en el uso y nivel económico; cada sector homogéneo se identifica con un código único de sector homogéneo (CUSH), constituido por cinco dígitos. Sin embargo, esta metodología dependía del criterio del evaluador para definir los sectores homogéneos. El criterio del evaluador era muy subjetivo y discrecional, y no permitía generalizar el modelo para todas las zonas de una forma fácil y eficiente, por lo que el uso de este código único se descartó.

Fase II. Definición de usos de los predios de acuerdo con la información existente

Para que el modelo fuese menos discrecional y más replicable se decidió usar la base de datos de construcciones, que definía el uso del predio, y otra con la categoría de los predios catastrados. La información disponible en la base de datos de construcciones se simplificó y agrupó, quedando finalmente los usos de predios que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Tipo de uso del predio.

Tipo	Descripción
Residencial	Área dedicada exclusivamente para vivienda
Comercial	Área dedicada a comercio, oficinas, centros comerciales
Industrial	Área dedicada a empresas industriales (se usó una densidad común, pues la base de datos no identifica el tipo de industria)
Edificio público	Área dedicada a oficinas públicas (se asume una densidad constante independiente de la categoría)
Mixto	Área donde hay vivienda y comercio. Finalmente se definió un 20% comercial y un 80% vivienda, a partir de una investigación preliminar de la DPU (Tovar & Schlezinger, 2019)
Otros	Aquí se dieron diferentes casos que estaban definidos en la base de datos, pero que no coincidían exactamente con las mismas categorías anteriores, por lo que se dieron valores diferentes

Fase III. Definición de las categorías de construcción

Se definieron cuatro categorías de acuerdo con el tipo de construcción, según la base de datos de construcciones y la calidad de construcción (Tabla 2).

Tabla 2. Categorías de construcción.

Tipo	Descripción
Alta	Construcción de lujo de alto precio
Media	Construcción con acabados de buena calidad y precio acorde
Baja	Construcción con acabados de menor calidad
Precaria	Construcciones de baja calidad y en asentamientos urbanos



Fase IV. Definición de densidades de población

Una vez definidas las categorías de construcción y los usos prediales, se procedió a establecer las densidades de población. La densidad poblacional residencial fue la más difícil de estimar, se basa inicialmente en los datos disponibles de la zona 14, que tiene dos áreas: 1) una que tiene desarrollos de categoría alta y 2) otra de categoría media y baja.

En una primera prueba se identificó que algunos predios presentaban valores muy incongruentes con el tipo de construcción debido a la gran variación de tipo de unidades o apartamentos; por ello fue necesario hacer algunos ajustes. Para realizarlos se tomó en cuenta lo que se había hecho previamente en la fase I, así como una investigación de la DPU (Tovar & Schlezinger, 2019). La densidad poblacional residencial se modificó y contrastó de nuevo con los proyectos en oferta en las diferentes zonas, obteniéndose resultados que se ajustaban a la realidad. En cuanto al tema industrial, los valores son muy variables, dependiendo del tipo de industria, sin embargo los datos de uso del predio no especifican de qué tipo son. Para obtener el valor de densidad poblacional en industria, edificio público, hoteles y las instalaciones de uso especial, se aplicó una densidad poblacional promedio. Para cada caso se usó el consumo estimado de agua basado de las dotaciones del reglamento de agua potable de Empagua (Empagua, 2018), que estaba a veces por m^2 y en otros por habitante. El promedio de diferentes usos comerciales e industriales se aplicó para obtener una densidad por m^2 . Los valores se corroboraron en algunos predios donde se tenía una cierta

certeza de la población. Finalmente, la densidad poblacional se muestra en el Tabla 3, ya ajustada y calibrada para el año 2019.

Tabla 3. Densidad poblacional: habitantes por cada 100 m² por categoría de la construcción y uso predial.

Uso	Categoría			
	Alta	Media	Baja	Precaria
Residencial*	3.5	4.5	6.0	9.0
Comercial	10	15	24	24
Industrial**	35			
Edificio público	24			
Mixto***	Área 80% residencial		Área 20% comercial	
Otros				
Colegios	24	75	110	110
Hoteles	35			
Estacionamiento	1			
Parqueos al aire libre	0.1			
Edificio en construcción	0.1			
Residencial colegio****	20	70	100	150
Residencial iglesia****	20	70	100	150
Uso especial*****	24			

*Residenciales: densidad de la población residente.

**Industrias: la densidad depende del tipo de industria, por lo que en el futuro deberá hacerse un análisis individual.

***Mixto: el 80% del área utiliza la densidad residencial que le corresponda de acuerdo con la categoría; el 20% del área, la densidad comercial que le corresponda de acuerdo con la categoría.

****Residencial colegio o residencial iglesia son instalaciones con internados.

*****Instalaciones especiales, como aeropuertos, museos, iglesias y mercados.



Fase V. Segunda prueba preliminar

Siempre usando como ejemplo la zona 14 (Figura 2), y utilizando las nuevas bases de datos, se ajustó la metodología para desarrollar el modelo. Una vez probado y ajustado el modelo en la zona 14, se procedió a definir el modelo conceptual para luego aplicarlo a todo el municipio.

Fase VI. Definición del modelo conceptual

Se definió el modelo conceptual para especificar claramente todas las etapas a seguir y minimizar la discrecionalidad en el proceso.

Fase VII. Aplicación del modelo a nivel municipal

Se preparó la cartografía de análisis, uniendo dos mapas: el primero, el de catastro (2014) y el segundo, el de construcción (2015) que estaban disponibles en la Dirección de Planificación Urbana (DPU). Se integraron estos dos mapas en una sola capa, que se simplificó para que tuviera solo la información relevante, como la siguiente: identificación del predio, zona de la ciudad, tipo de zona de plan de ordenamiento territorial, superficie del predio (m^2), área construida del predio o huella (m^2), número de niveles para determinar el área total construida (m^2), tipo de uso del predio de acuerdo con lo definido en la fase II y categoría del predio con base en lo definido en la fase III. A la base de datos de esta capa se le

agregaron cinco campos adicionales: densidad residencial, densidad flotante, población residente, población flotante y población total.

De acuerdo con el tipo de uso del predio y de su categoría, se ingresaron las densidades poblacionales correspondientes. En el caso mixto, se ingresaron tanto la densidad residencial como la comercial; así, en el caso de áreas netamente residenciales, se multiplicó la densidad por el área total construida del predio correspondiente, obteniendo la población residencial del predio. En el caso de uso mixto, el área se afectó por un factor de 0.8 (80%), que se multiplicó por la densidad residencial para obtener la población residente; esa misma área se afectó por un factor de 0.2 (20%), que se multiplicó por la densidad de población comercial que le correspondía para obtener un valor de población flotante de ese predio. En el caso de los otros usos, se multiplicará el área total construida por la densidad poblacional correspondiente para obtener la población flotante. La población residencial será la suma de todos los valores de población residencial de cada predio; la población flotante será la suma de los valores de población flotante de cada predio. La población total es la suma de la población residente más la población flotante.

Los resultados acumulados por zonas se revisaron usando las proyecciones de población realizadas por la Dirección de Planificación Urbana (DPU), en dos hojas electrónicas: 1) mostrando las tendencias de uso por zona y 2) una proyección de población del 2014 al 2040, basada en información del INE, correspondiente al censo del 2002 (DPU, 2017-2018), se lograron valores de la misma magnitud en todas las zonas.

Después de la revisión anterior se procedió a correr el modelo; se acumularon los datos por zona para las poblaciones flotantes y residentes

para 2019; luego se proyectan las áreas a construir con base en las proyecciones del POT para definir las poblaciones hacia futuro.

Modelo conceptual final

Para construir el modelo es necesario organizar la información a utilizar e integrarla. El modelo conceptual consiste en nueve pasos, que se muestran en forma gráfica en la Figura 3. Posteriormente se describen con mayor detalle en cada bloque.

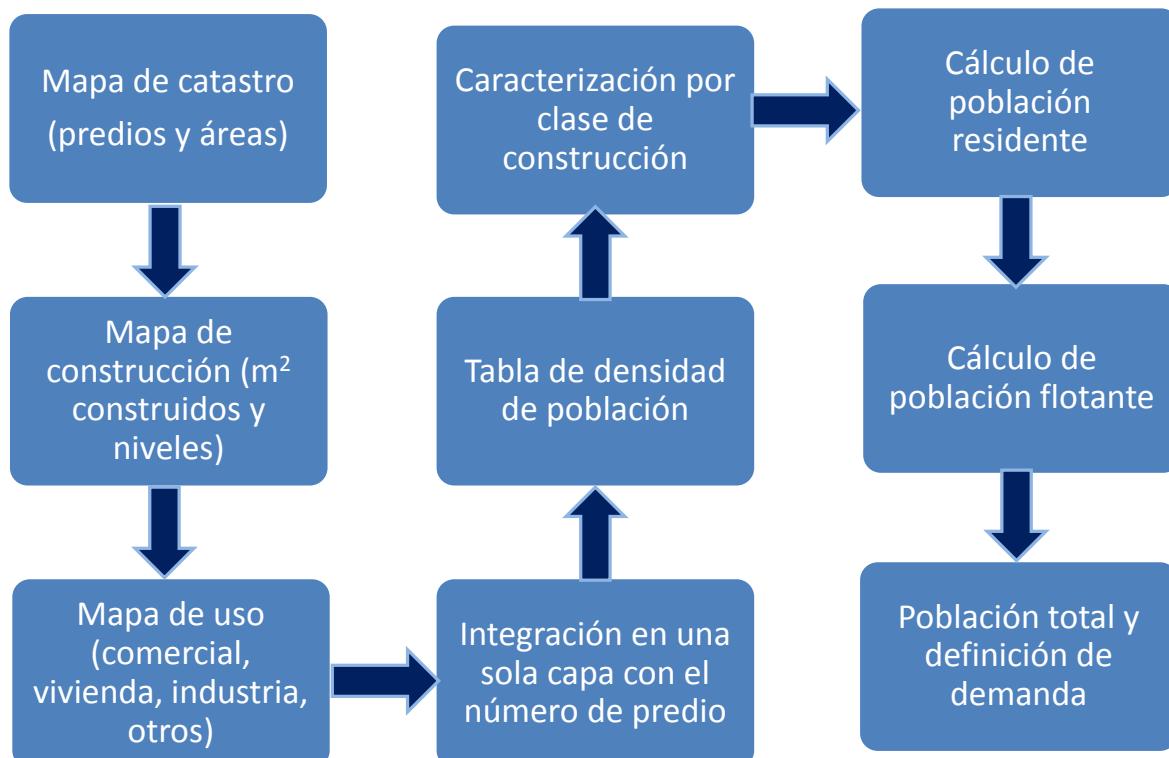


Figura 3. Modelo conceptual.

1. Simplificación de la base catastral (2017), eliminando la información sensible, como propietario y otros valores catastrales. Esta capa simplificada fue proporcionada por el Catastro Municipal a la DPU. Todo el modelo se realizó en la proyección geográfica para Guatemala (GTM) con Datum WGS 1984.
2. Se obtuvo la capa desarrollada por control de la construcción con el área construida y niveles por predio.
3. Se preparó otra capa con el uso del predio.
4. Las tres capas anteriores se integraron en una sola, con el número de predio como variable común entre las diferentes capas.
5. Se estableció la tabla de densidades poblacionales por metro cuadrado por cada tipo de uso del predio y categoría de construcción.
6. Se estableció una categorización de calidad de edificios por zona (este paso aún es discrecional).
7. Para estimar la población residente, se estableció la cantidad de metros cuadrados construidos para residencia, considerando el uso del predio y la categoría, y se multiplicaron por su respectiva densidad.
8. Para estimar la población flotante, se estableció la cantidad de metros cuadrados construidos para oficina, comercio y otros, considerando el uso de predio y la categoría, y se multiplicaron por su respectiva densidad.
9. Se estableció la población total sumando la población flotante y la residente. Luego, para calcular la demanda de agua potable, se

utilizó un valor de dotación diferente para la población flotante y otro para la residente. Los resultados se compararon con las poblaciones estimadas por diferentes métodos que realizó la DPU de la Municipalidad de Guatemala; no hubo discrepancias significativas en los totales de población del municipio. Una vez que se tienen los datos del modelo, se puede calcular la población por zona.

Resultados

En la Figura 4 se muestra la población residencial estimada para cada zona. Se puede observar que la zona 18, en el *norte* del municipio, y las zonas 7 y 11, al oeste, son las que cuentan con mayor población residencial. Por otro lado, en la Figura 5, la población flotante duplica la población residente en las zonas 1 y 12; mientras que en las zonas 4, 5, 9 y 10, la población flotante prácticamente quintuplica a la población residente.

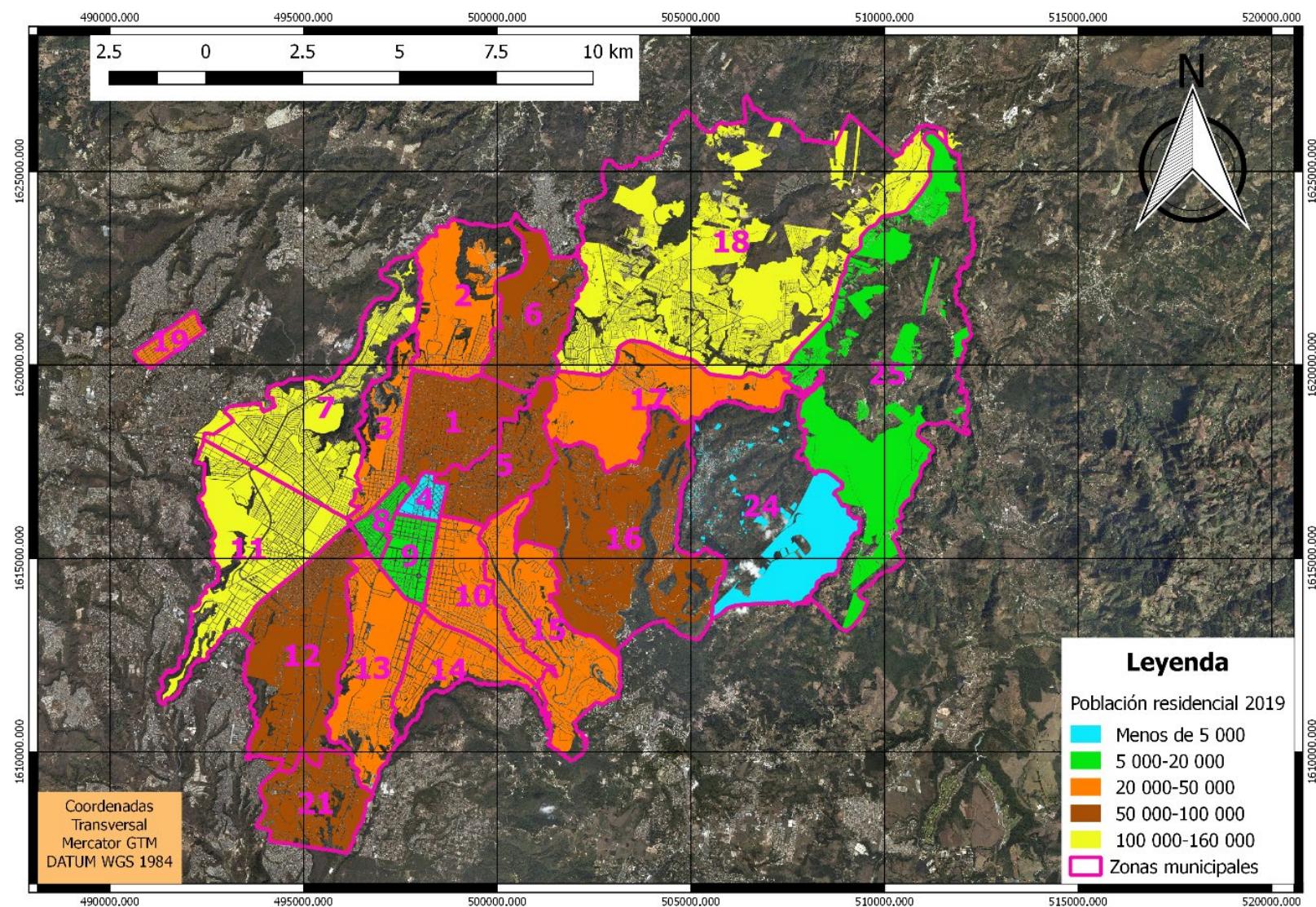


Figura 4. Población residente por zona (2019).

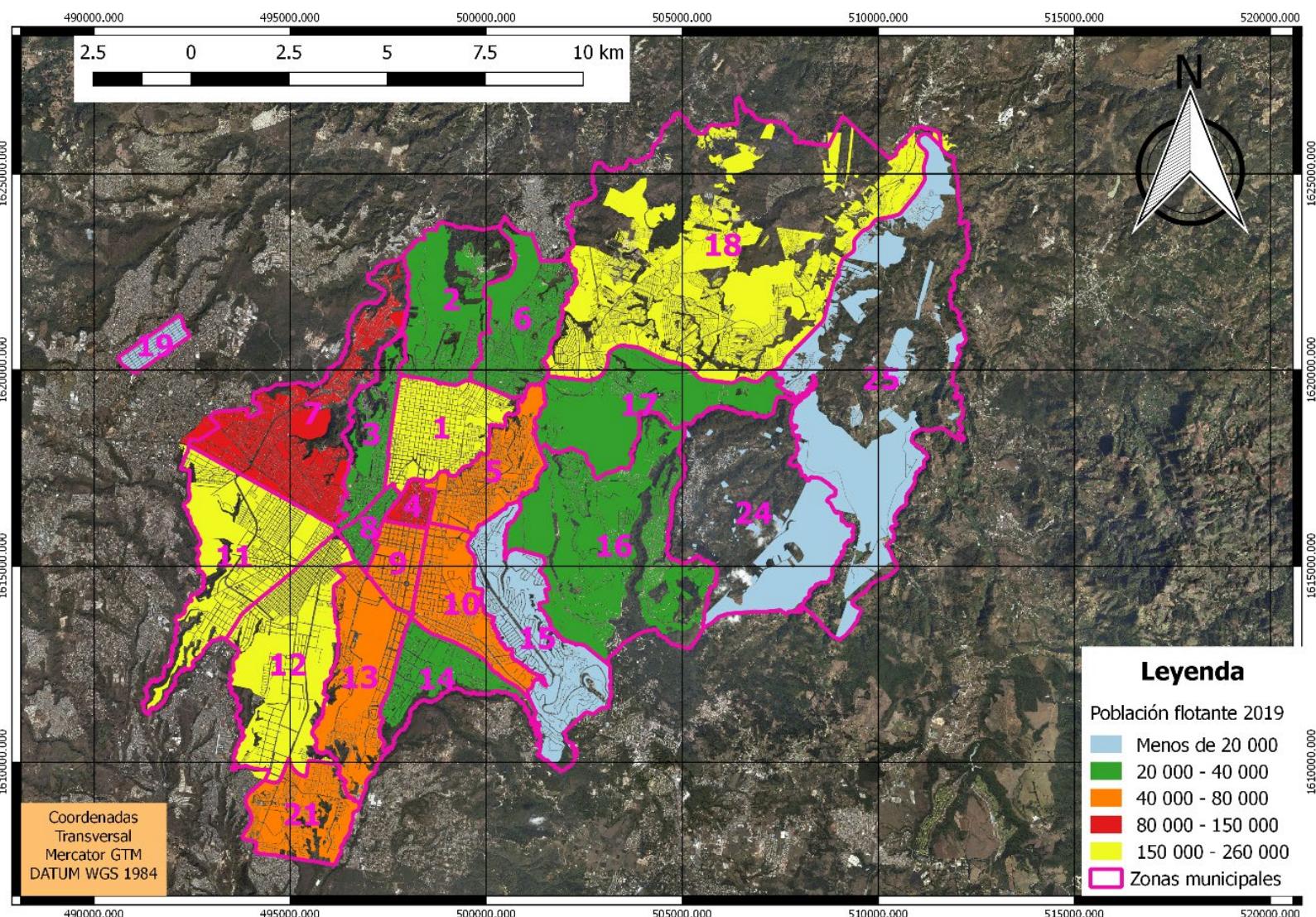


Figura 5. Población flotante por zona (2019).

En la Figura 6 se muestra la población total por zona, donde se puede observar que las zonas 1, 7, 11, 12 y 18 concentran la mayor población.

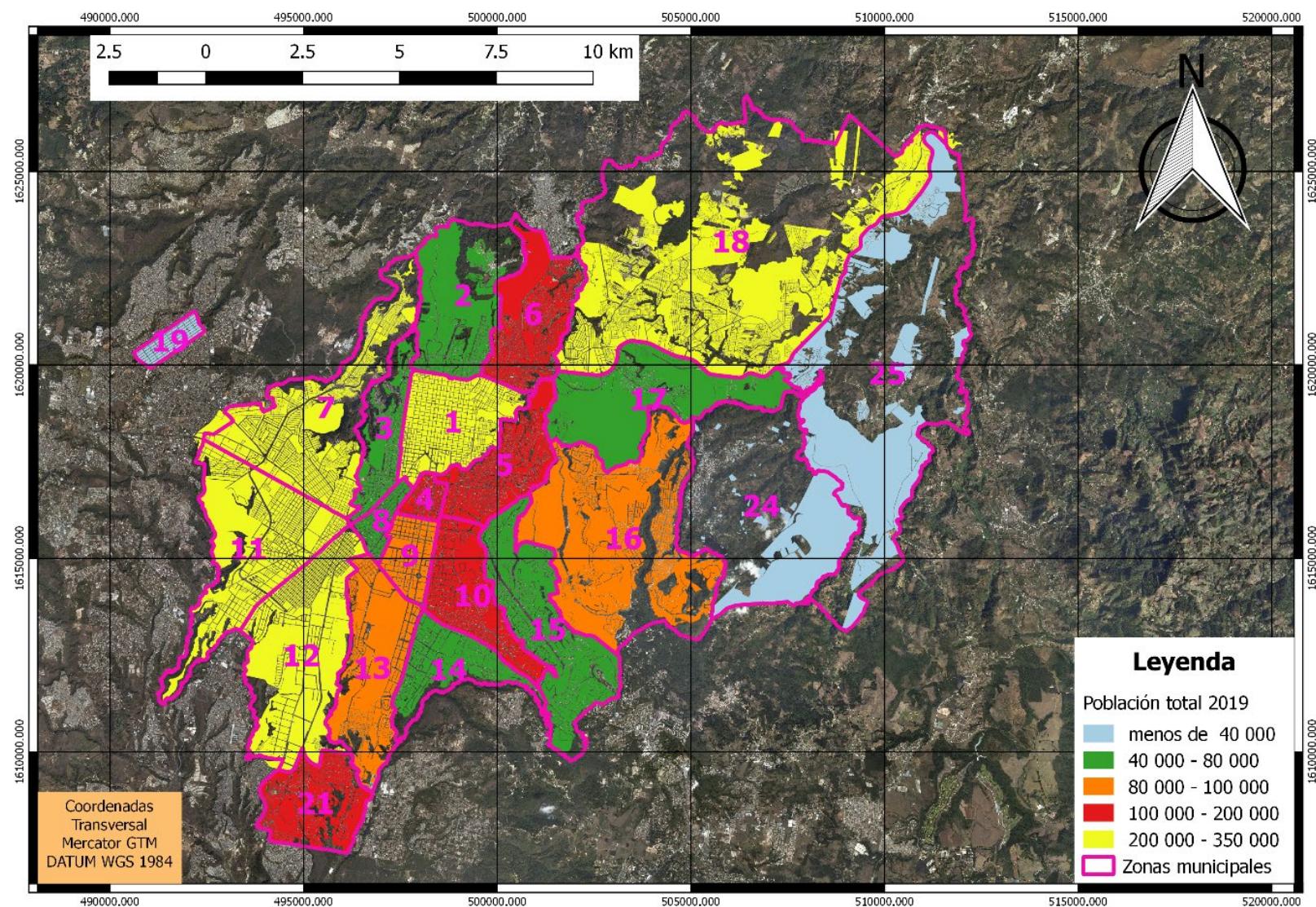


Figura 6. Población total por zona (2019).

La Tabla 4 presenta la población residente, flotante y total por zona, además del caudal necesario de agua potable por zona para abastecimiento a la población. En el caso del servicio de agua potable, se estimó el caudal en metros cúbicos por día, usando como dotación 75

litros/habitante/día para la población flotante y 250 litros/habitante/día para la residente, que es la comúnmente usada para diseño de redes en Guatemala (Empagua, 2018).

Tabla 4. Población estimada y demanda de agua por zona (2019).

Zona	Flotante (hab)	Residente (hab)	Total (hab)	Caudal miles (m ³ /d)
1	217 696	71 787	289 483	34.273
2	35 211	39 892	75 103	12.613
3	27 110	43 078	70 188	12.802
4	101 041	3 368	104 409	8.420
5	48 818	75 773	124 591	22.604
6	38 515	80 778	119 293	23.083
7	109 193	51 523	260 716	46.070
8	35 457	13 425	48 882	6.015
9	74 610	5 621	80 231	7.001
10	67 308	40 820	108 128	15.253
11	179 088	100 642	279 730	38.592
12	257 555	79 933	337 488	39.299
13	60 350	33 226	93 576	12.832
14	35 621	41 873	77 494	13.139
15	19 556	35 483	55 039	10.337
16	31 372	63 118	94 490	18.132
17	33 612	36834	70 446	11.729
18	153 143	156 378	309 521	50.580
19	8 346	20 509	28 855	5.753
21	48 266	62 856	111 122	19.333
24	2 077	1 202	3 279	0.045
25	18 687	18 509	37 196	0.602
Total	1 602 632	1 176 628	2 779 260	414.354

La demanda de agua por zona en miles de m³/día se muestra en la Figura 7. Se puede observar que la zona 18 y 7 son las que presentan mayor demanda.

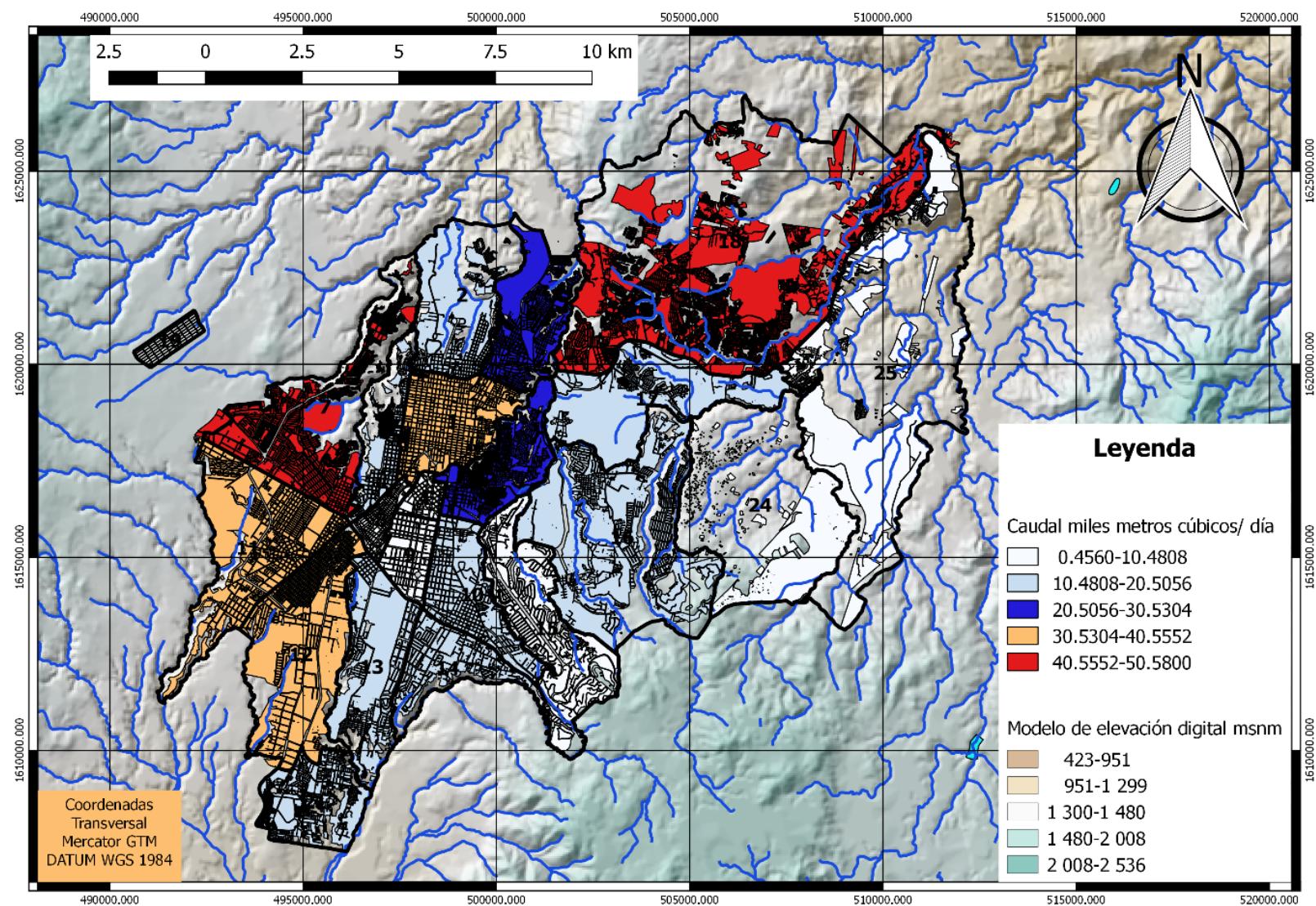


Figura 7. Demanda de caudales por zona (2019).

Por otro lado, la Figura 8 muestra un ejemplo de un área a mayor detalle, mostrando población a nivel de manzana, en un sector más pequeño de la zona 4.

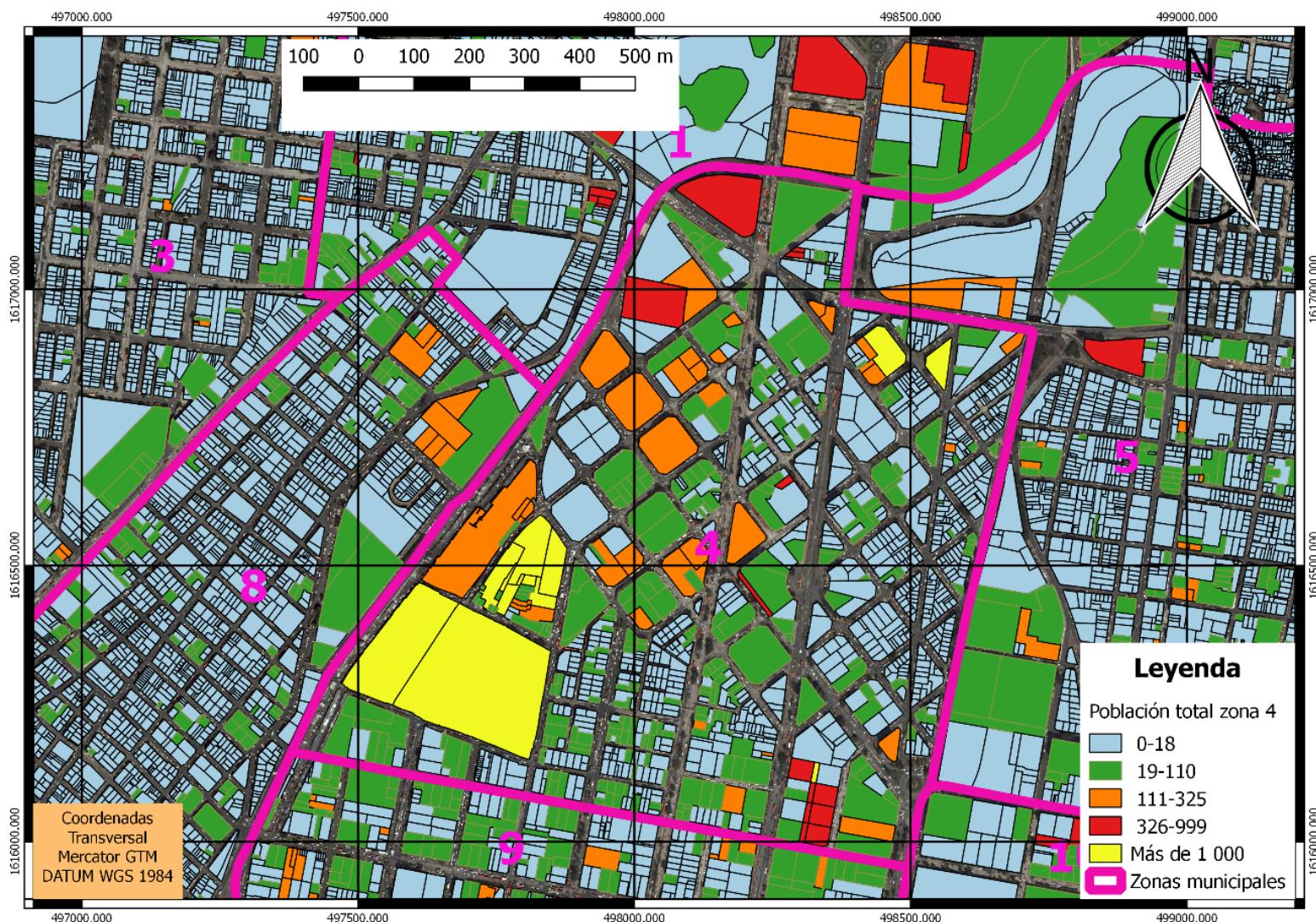


Figura 8. Población total a detalle de zona 4 (2019).

Solo para fines comparativos, en la Figura 9 se muestra el mapa con la población por zona, asumiendo un crecimiento del 50%, según la proyección de edificación del POT para 2067.

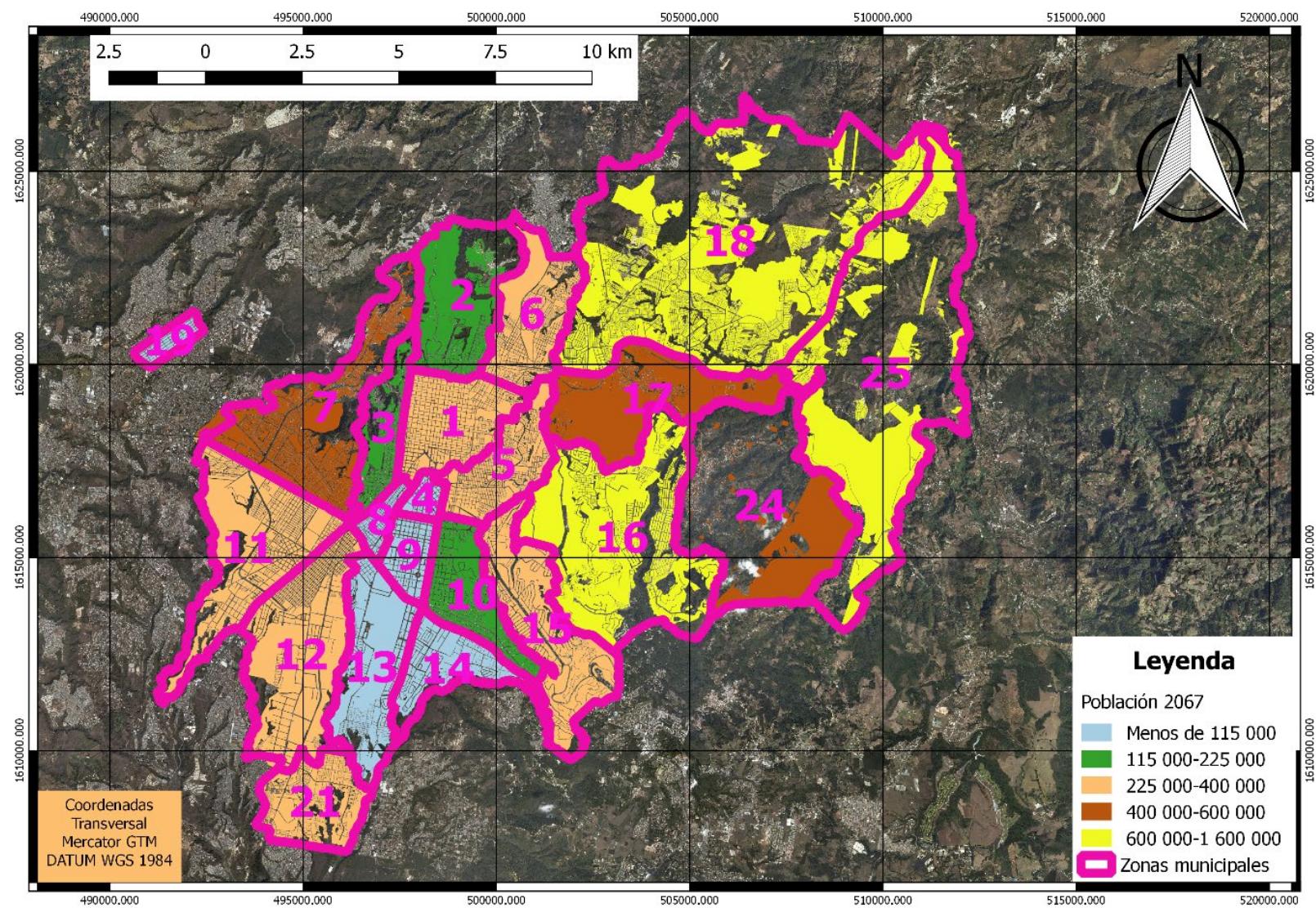


Figura 9. Población proyectada al 2067 con base en el 50% del POT.

La población estimada para ese año —solo residentes— es de aproximadamente 8.4 millones. Se puede observar que las zonas más pobladas serán la 18, 16 y 24; mientras que las zonas centrales reducirán su población.

Discusión

El modelo se puede ajustar a diferentes períodos de tiempo en función de los criterios utilizados. En este caso se usó la proyección del POT por dar valores específicos del crecimiento de la construcción por cada zona, pues establece el límite máximo de crecimiento, el cual está limitado por factores de altura de construcción y área impermeabilizada permitidos.

El modelo facilita crear escenarios de crecimiento que se pueden ir actualizando de acuerdo con el desarrollo real del mercado inmobiliario, por lo que permitirá hacer los ajustes necesarios en las coberturas de los diferentes servicios. En el caso de agua potable, el modelo facilita determinar los incrementos de demanda en sectores específicos de cada zona y de esta forma poder planificar los cambios requeridos en la administración y operación de la red, o las necesidades de inversión en nuevas redes y fuentes de abastecimiento.

Como todo modelo, su utilidad depende en gran medida de mantener actualizados los datos, como es ajustar los mapas de catastro, agregar las construcciones nuevas, corroborar con los datos poblacionales de los residentes en los nuevos censos y hacer los ajustes necesarios.

El modelo tiene algunas limitantes ya que: 1) depende de la certeza de los datos catastrales y de construcción; 2) las proyecciones están en función de los estimados a futuro tanto en metros cuadrados a construir y su ubicación como por las tendencias de uso de los predios, y 3) las densidades de población pueden ir cambiando, conforme varíen las necesidades, proyecciones y otros aspectos del desarrollo de la ciudad.

Actualmente el modelo está siendo evaluado tanto por la Dirección de Planificación Urbana como por la Gerencia Técnica de Empagua para su aplicación en diferentes proyectos.

Conclusiones

Las principales conclusiones son las siguientes:

1. El modelo se logró ajustar en términos generales a las proyecciones de población, por lo que es una herramienta útil para la planificación, diseño y operación de servicios, pues permite estimar la población que se encuentra en determinada área de servicio, pues la capa se puede “recortar” o hacer un “clip” de acuerdo con las áreas de interés, y determinar la población específica a servir en esa área y, por ejemplo, la demanda de agua que requieren.
2. Permite estimar las zonas de mayor demanda de cualquier servicio con base en el área construida.
3. En la proyección a futuro presentada lo único que varió fue el área construida, pero se pueden modificar las densidades, categorías y usos de las propiedades para analizar otros escenarios.

4. A pesar de las limitantes ya mencionadas, el modelo puede extrapolarse para otros municipios del área metropolitana de Guatemala, dependiendo del nivel de la información catastral y de los planes de ordenamiento territorial de otros municipios.
5. Se debe ajustar el modelo a medida que se disponga de nueva información. En primer lugar, al tener los resultados del nuevo censo, especialmente para la población residente, es casi seguro que se requerirán ajustes en las densidades; en segundo lugar, al tener actualizaciones de los mapas de catastro y de las construcciones, obviamente esto modificará los metros cuadrados construidos.
6. A nivel de alcaldías auxiliares (una por zona) se deben verificar las densidades de población, así como los datos catastrales y de construcción, en particular los que se refieren al uso, categorías y metros cuadrados construidos; esto es un trabajo continuo y de largo plazo.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo al personal de la Dirección de Planificación Urbana de la Municipalidad de Guatemala (DPU), especialmente al ingeniero Conradino Simón Deger Battaglia y a Oscar Blanck, que apoyaron en las pruebas preliminares del modelo.

Éste es un ejercicio académico de desarrollo e innovación tecnológica. El modelo se desarrolló como parte de los elementos necesarios para generar un plan de gestión integrada de aguas urbanas, como parte de una tesis de doctorado.



Referencias

- Angel, S., Sheppard, S. C., & Civco, D. L. (2005). *The dynamics of global urban expansion*. Washington, DC, USA: World Bank.
- ArcGeek. (2020). ArcGeek. Las mejores computadoras para aplicaciones SIG. Recuperado de <https://acolita.com/las-mejores-computadoras-para-aplicaciones-sig/>
- BM, Banco Mundial. (2015). Nuñez, A., & Lebeau, J.-R. (eds.) *Proyecto de cartografía metropolitana*. Guatemala, Guatemala: Banco Mundial y SEGEPLAN Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia.
- Barillas, E. M. (2012). Consultoría: dinámica poblacional y demandas de agua para consumo humano y agrícola a nivel nacional (Guatemala). Guatemala, Guatemala: Fondo para el Logro de los ODM y Gobierno de Guatemala.
- DPU, Dirección de Planificación Urbana. (2010). *Conociendo el POT. Presentación*. Guatemala, Guatemala: Municipalidad de Guatemala.
- Empagua, Empresa Municipal de Agua (2018). *Guía de requisitos para la evaluación de sistemas de agua y alcantarillado de proyectos en la ciudad de Guatemala*. Guatemala: Empagua.
- INE, Instituto Nacional de Estadística (2020). *Portal de Resultados del Censo*. Recuperado de <https://www.censopoblacion.gt/>
- Mayorga, E. (2019). Director de Movilidad Urbana. Entrevistador: Cobos, C. R.

- Morán, A. (1998). Área metropolitana de la ciudad de Guatemala: A propósito del proyecto de Ley del Distrito Metropolitano. Guatemala, Guatemala: Centro de Estudios Urbanos y Regionales (CEUR).
- POT, Plan de Ordenamiento Territorial. (2006). Plan de Ordenamiento Territorial. Guatemala, Guatemala: Municipalidad de Guatemala.
- Proyecto QGIS. (2017). Un sistema de información geográfica libre y de código abierto. Recuperado de <https://qgis.org/es/site/>
- TECPA. (2015). Curso de QGIS. Recuperado de <https://www.tecpa.es/cursos-on-line/qgis-medio-ambiente/>
- Tovar, A. A., & Schlezinger, L. K. (2019). Investigadores DPU sobre tendencias de los nuevos edificios. Entrevistador: Cobos, C. R.
- Valladares-Vielman, L. R. (2008). Metropolización. Conurbación Y dispersión. Los municipios del departamento de Guatemala (1986-2007). Guatemala, Guatemala: Centro de Estudios Urbanos y Regionales (CEUR), USAC, Universidad de San Carlos de Guatemala.