



Tecnología y Ciencias $\mathcal{E}$ Agua

ISSN 2007-2422



Cuatrociénegas, Coahuila, México. Foto: Salvador Sánchez.

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. Julia Elena Prince Flores
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, Josefa 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 Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, 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 Vitorio 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 Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schreier**, 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 • **Ing. Héctor Garduño Velasco**, consultor, México • **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 Minh, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaino**, 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**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, EUA • **Dr. Moisés Berezowsky Verdusco**, 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. Victor Hugo Alcocer Yamanaka**, consultor • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Análisis de frecuencias bivariado de crecientes anuales mediante enfoque práctico de las funciones Cópula

Daniel Francisco Campos-Aranda

Pluralismo jurídico y abastecimiento de agua para uso doméstico en la localidad Kilómetro 30, Acapulco, México

Raúl Torres-Rico

Erick Alfonso Galán-Castro

Francisco Javier Peña-de-Paz

América Libertad Rodríguez-Herrera

José Luis Rosas-Acevedo

Héctor Becerril-Miranda

Assessment of carbamazepine removal from hospital wastewater in a non conventional biofilter and the application of electro-oxidation as pre-treatment

Javier Alejandro Navarro-Franco

Marco A. Garzón-Zúñiga

Patrick Drogui

Blanca Estela Barragán-Huerta

Juan Manuel Vigueras-Cortés

Eduardo Lozano-Guzmán

Francisco Javier Moreno-Cruz

Mezcal vinasses treatment: A review of assessed processes

Sergio Díaz-Barajas

Iván Moreno-Andrade

Marco A. Garzón-Zúñiga

Autogestión en el manejo y distribución del agua de uso agrícola: caso Pozo Zamorano, Hidalgo, México

Damaris Mejía-de la Rosa

Julio Sánchez-Escudero

Ignacio Ocampo-Fletes

Diego Flores-Sánchez



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Bivariate frequencies analysis of annual floods through practical approach of the Copula functions 1

Daniel Francisco Campos-Aranda

Legal pluralism and domestic water supply in locality Kilómetro 30, Acapulco, Mexico 57

Raúl Torres-Rico

Erick Alfonso Galán-Castro

Francisco Javier Peña-de-Paz

América Libertad Rodríguez-Herrera

José Luis Rosas-Acevedo

Héctor Becerril-Miranda

Evaluación de la eliminación de carbamazepina de aguas residuales de hospital en un biofiltro no convencional y aplicación de electro-oxidación como pretratamiento 98

Javier Alejandro Navarro-Franco

Marco A. Garzón-Zúñiga

Patrick Drogui

Blanca Estela Barragán-Huerta

Juan Manuel Vigueras-Cortés

Eduardo Lozano-Guzmán

Francisco Javier Moreno-Cruz

Tratamiento de vinazas de mezcal: revisión de procesos evaluados 164

Sergio Díaz-Barajas

Iván Moreno-Andrade

Marco A. Garzón-Zúñiga

Self-management in the management and distribution of water for agricultural use: The case of Pozo Zamorano, Hidalgo, Mexico 207

Damaris Mejía-de la Rosa

Julio Sánchez-Escudero

Ignacio Ocampo-Fletes

Diego Flores-Sánchez



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Calibración de modelo de cloro mediante algoritmos genéticos en red de agua potable de Guanajuato

Daniel Alberto García-Cervantes

Joseph Daniel Pineda-Sandoval

Daniel Hernández-Cervantes

Xitlali Delgado-Galván

Gilberto Carreño-Aguilera

Jesús Mora-Rodríguez

Propiedad y explotación del agua alumbrada por galerías y presas subálveas en el sureste de España

Ramón Martínez-Medina

Encarnación Gil-Meseguer

José María Gómez-Espín



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Calibration of chlorine model by genetic algorithms in drinking water network of Guanajuato 248

Daniel Alberto García-Cervantes

Joseph Daniel Pineda-Sandoval

Daniel Hernández-Cervantes

Xitlali Delgado-Galván

Gilberto Carreño-Aguilera

Jesús Mora-Rodríguez

Ownership and exploitation of water drained by galleries and groundwater dam in the Southeast of Spain 304

Ramón Martínez-Medina

Encarnación Gil-Meseguer

José María Gómez-Espín

Notas (originales)

Notes (original)

Estado de derecho y uso del agua. Controversias sobre un proyecto cervecero en Baja California, México

Ricardo V. Santes-Álvarez

Contraste de análisis de frecuencias entre las distribuciones beta-kappa y beta-Pareto con tres de aplicación generalizada

Daniel Francisco Campos-Aranda

Evolución del derecho de aguas y aproximación a la solución de controversias hídricas en Perú

Edilberto Guevara-Pérez

Notas (traducción)

Notes (translation)

Rule of law and water use. Disputes around a beer production project in Baja California, Mexico 361

Ricardo V. Santes-Álvarez

Contrast of frequency analysis between beta-kappa and beta-Pareto distributions with three of widespread application 398

Daniel Francisco Campos-Aranda

Evolution of water law and approach to the solution of water disputes in Peru 434

Edilberto Guevara-Pérez

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-01

Artículos

Análisis de frecuencias bivariado de crecientes anuales mediante enfoque práctico de las funciones Cópula

Bivariate frequencies analysis of annual floods through practical approach of the 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

El estudio de la seguridad hidrológica en los *embalses* se realiza con el llamado *hidrograma de la creciente de diseño*. El proceso más sencillo y aproximado para estimar tal gráfica se basa en el *análisis de frecuencias bivariado* (AFB) para definir su gasto máximo (Q) y volumen (V), asociados con el periodo de retorno *conjunto* de diseño. Las *funciones Cópula* (FC) se fundamentan en la dependencia entre Q y V , y definen la

distribución bivariada por medio de las funciones univariadas marginales previamente adoptadas. El *enfoque práctico* adoptado utiliza *FC* de un solo parámetro de ajuste y selecciona la más adecuada a partir de la dependencia que muestra el registro conjunto de Q y V en el extremo derecho de su distribución empírica. Además, contrasta y ratifica la *FC* adoptada contra varias de uso común en los AFB. Lo anterior, por medio de los errores de ajuste entre las probabilidades bivariadas empíricas y teóricas. La búsqueda de las distribuciones marginales se realizó con base en el diagrama de cocientes L para adoptar las tres mejores y confrontarlas con las funciones Kappa y Wakeby de gran versatilidad. Se realizó el AFB de las 55 crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica La Cuña de la Región Hidrológica No. 12-3 (río Santiago), México. Se definen cuatro periodos de retorno *conjuntos* de diseño y se detalla el cálculo de sus curvas de tipo AND. Por último, se citan varias conclusiones que destacan las ventajas del uso de las *FC* en los AFB de crecientes.

Palabras clave: familias de funciones Cópula, cociente tau de Kendall, coeficiente rho de Spearman, probabilidades empíricas conjuntas, dependencia en el extremo derecho, periodos de retorno conjuntos, eventos críticos.

Abstract

The study of hydrological safety in *reservoirs* is carried out with the so-called *Design Flood Hydrograph*. The simplest estimation of such a graph is based on the *bivariate frequency analysis* (BFA), by defining its maximum flow (Q) and volume (V), associated with a *joint* design return

period. The *Copula functions* (CF) are based on the dependence between Q and V , and define the bivariate distribution by means of the previously adopted marginal univariate functions. The *practical approach* adopted uses CF with a single fit parameter and selects the most appropriate, based on the dependence shown by the joint record of Q and V , at the far-right end of its empirical distribution. Moreover, the practical approach compares and ratifies the adopted CF, against several of common use in the BFA. The above, using the fitting errors between the empirical and theoretical bivariate probabilities. Due to their importance, the search for marginal distributions was carried out based on the L quotient diagram, adopting the best three and comparing them to the highly versatile Kappa and Wakeby functions. The BFA of the 55 annual floods registered in the La Cuña hydrometric station of the Hydrological Region No. 12-3 (Santiago River), Mexico was carried out. Four *joint* design return periods were defined and the calculation of their AND curves is detailed. Finally, several Conclusions are cited which highlight the advantages of the use of CF in flood BFAs.

Keywords: Families of Copula functions, Kendall's tau quotient, Spearman's rho coefficient, joint empirical probabilities, right-tail dependency, joint return periods, critical events.

Recibido: 16/11/2021

Aceptado: 05/07/2022

Publicado online: 18/07/2022

Introducción

Generalidades

En México, las inundaciones causadas por las *crecientes* son uno de los desastres naturales que más daños materiales, ambientales y sociales originan en los asentamientos humanos. Por ello, la reducción del riesgo mediante obras hidráulicas y la elaboración de los planes de mitigación de daños, sin tales estructuras, han llegado a ser vitales para la sociedad. La planeación y el diseño hidrológico de obras de protección, como diques y muros de contención, rectificaciones, canalizaciones, puentes y algunas obras del drenaje urbano, se dimensionan a partir de las llamadas *crecientes de diseño* (CD). Las CD son gastos máximos anuales del río donde se ubicará la obra hidráulica, asociadas con bajas probabilidades de ser excedidos (Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño, & Ortega-Gil, 2006; Rao & Hamed, 2000; Meylan, Favre, & Musy, 2012).

La estimación más confiable de las CD se realiza a través del llamado *análisis de frecuencias de crecientes* (AFC) *univariado*, el cual intenta representar al registro de gastos máximos anuales del río con una *función de distribución de probabilidades* (FDP) o modelo probabilístico, con el cual se realizan las *predicciones* buscadas o CD. Los AFC conducen a resultados confiables cuando se cumplen varias condiciones, entre ellas, que el registro disponible de gastos sea aleatorio, que la FDP sea la más representativa de tales datos, y que su ajuste se realice con un método eficiente y robusto (Hosking & Wallis, 1997; Meylan *et al.*, 2012; Stedinger, 2017).

Por otra parte, los *embalses* o almacenamientos se pueden clasificar de manera simple en grandes, medianos y pequeños. Los grandes embalses son de múltiples propósitos y operación multianual, englobando el aprovechamiento y la protección contra crecientes. En cambio, los embalses pequeños son de propósito único, por lo general el riego, y por ello guardan agua de la temporada de lluvias para utilizarla en el siguiente estiaje. Sean grandes, medianos o pequeños, el diseño de los embalses por seguridad hidrológica requiere la estimación del *hidrograma* de la CD (Aldama, 2000; Aldama *et al.*, 2006; Gómez, Aparicio, & Patiño, 2010).

El hidrograma es la gráfica de evolución de la creciente con el tiempo en las abscisas y el gasto en las ordenadas. Entonces, el área que define es el volumen escurrido (V) y sus amplitudes en el tiempo la duración total (D) y en las ordenadas el gasto máximo (Q), cuyo lapso transcurrido desde el inicio se llama tiempo pico (tp). El hidrograma establece claramente que las crecientes son un fenómeno hidrológico *multivariado*, cuyos elementos están correlacionados (Favre, El Adlouni, Perreault, Thiémonge, & Bobée, 2004; Aldama *et al.*, 2006; Gräler *et al.*, 2013; Chowdhary & Singh, 2019).

Aldama (2000) demostró que los embalses no son sensibles al valor del tp , y como el Q y el V están correlacionados y el V lo está con D , el estudio multivariado de las crecientes se pudo reducir a un *análisis bivariado* de Q y V para definir de manera aproximada el hidrograma de la CD. El AFC bivariado comenzó a finales del siglo pasado con los trabajos de Goel, Seth y Chandra (1998), y de Yue, Ouarda, Bobée, Legendre y Bruneau (1999), que procesaron datos de Q y V de las crecientes anuales, los primeros con base en la distribución Normal bivariada, al igual que

Yue (1999), y los segundos aplicando el llamado modelo logístico (Yue & Wang, 2004), con distribuciones marginales Gumbel.

Los primeros AFC bivariados estuvieron limitados por la escasa disponibilidad de FDP multivariadas, cuyos primeros modelos utilizados fueron extensiones de las distribuciones univariadas, por ejemplo, las bivariadas Normal, Log-normal, Exponencial, Pareto y Gamma. Favre *et al.* (2004) indican que este tipo de distribuciones tiene las tres desventajas siguientes: (1) sus distribuciones marginales pertenecen a la misma familia; (2) la extensión más allá del caso bivariado no es simple o no existe, y (3) los parámetros de ajuste de tales marginales también se usan para modelar la dependencia entre las variables aleatorias Q y V .

Las limitaciones y desventajas de las distribuciones bivariadas existentes son fácilmente eliminadas al aplicar las llamadas *funciones Cópula (FC)*, las cuales permiten modelar la dependencia entre las variables Q y V , además de *conjuntar* cualquier tipo de distribución marginal univariada adoptada previamente para construir la nueva distribución bivariada (Shiau, Wang, & Tsai, 2006; Sraj, Bezak, & Brilly, 2015; Genest & Chebana, 2017; Zhang & Singh, 2019).

Las primeras aplicaciones prácticas de las *FC* lógicamente fueron bivariadas y comienzan con los trabajos de Favre *et al.* (2004), y Salvadori y De Michele (2004). Después se tienen los estudios de Zhang y Singh (2006), y de Genest y Favre (2007). De manera simultánea llegan las aplicaciones trivariadas con los análisis de Grimaldi y Serinaldi (2006), y de Zhang y Singh (2007). En la actualidad, las aplicaciones de las *FC* en los análisis de frecuencias de los diversos datos hidrológicos se han consolidado, como lo demuestran los textos de Salvadori, De Michele,

Kottegoda y Rosso (2007), Zhang y Singh (2019), Chen y Guo (2019), y los capítulos de Salvadori y De Michele (2013), y de Chowdhary y Singh (2019).

En este estudio, con el *enfoque práctico de las FC*, se intenta una *similitud operativa* con los AFC univariados, al realizar los *bivariados*. Para lograr lo anterior, se utilizan *FC* de un solo parámetro de ajuste, que ya han sido probadas en los AFC bivariados y cuya selección se hace con base en indicadores de ajuste y no por medio de simulación aleatoria. Además, de inicio se define si la muestra disponible de datos conjuntos de Q y V muestra dependencia en la cola derecha de su distribución empírica y, de ser así, primero se buscan y después se prueban *FC* que muestren tal dependencia.

Objetivos

Los *objetivos* de este estudio son los siete siguientes: (1) enunciar de manera breve el concepto operativo de las *FC*; (2) exponer las *FC* de cada familia que han sido empleadas en los AFC; (3) describir el ajuste de la *FC* con base en las medidas de asociación; (4) explicar el concepto de dependencia en el extremo derecho tanto de forma empírica como teórica de cada *FC* expuesta; (5) seleccionar y probar las *FC* que son aplicables en el ejemplo numérico descrito; (6) estimar y contrastar los periodos de retorno univariados y los bivariados, y (7) realizar una aplicación numérica con los 55 gastos máximos y volúmenes de las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica La Cuña de la Región Hidrológica No. 12-3 (río Santiago), México.

Teoría operativa

Las funciones Cópula

Concepto y definición

La característica esencial de las *funciones Cópula* (*FC*) consiste en permitir expresar una distribución conjunta de variables aleatorias correlacionadas como una función de sus distribuciones marginales. Entonces, una *FC* enlaza o relaciona las distribuciones marginales univariadas para formar una distribución multivariada. Una ventaja básica de las *FC* para 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.

Debido a lo anterior, la construcción de la distribución multivariada se reduce al estudio de la relación que guardan las variables dependientes cuando las distribuciones marginales univariadas son conocidas. En resumen, el uso de las *FC* ofrece entera libertad para adoptar o seleccionar los mejores modelos marginales univariados que representen a los datos (Shiau *et al.*, 2006; Kottegodda & Rosso, 2008; Meylan *et al.*, 2012; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019).

Como en este estudio aplicarán las *FC* en el análisis de frecuencias bivariado de las crecientes anuales, la definición siguiente se refiere a dos variables aleatorias *X* y *Y* correlacionadas, cuya función de distribución de

probabilidades acumuladas conjuntas es $F_{X,Y}(x, y)$ con distribuciones marginales univariadas $F_X(x)$ y $F_Y(y)$; entonces la *función Cópula* C existe y es tal que:

$$F_{X,Y}(x, y) = C[F_X(x), F_Y(y)] \quad (1)$$

La función Cópula C es única si las variables aleatorias X y Y son continuas; en otro caso está solo determinada en el producto del rango de X por el rango de Y . Además, una Cópula es una función de distribución bivariada con marginales uniformes en el intervalo $(0, 1)$.

La Ecuación (1) define el concepto básico para el desarrollo de las funciones Cópula y se conoce como *Teorema de Sklar* expuesto en 1959 (Sklar, 1959; Shiau *et al.*, 2006; Salvadori *et al.*, 2007; Kottegoda & Rosso, 2008; Meylan *et al.*, 2012; Chen & Guo, 2019; Zhang & Singh, 2019).

Familias de Cópulas

Las *funciones Cópula* (FC) que han sido desarrolladas se han clasificado en cuatro clases (Meylan *et al.*, 2012; Chowdhary & Singh, 2019): arquimedeanas, de valores extremos, elípticas y misceláneas. También se clasifican en Cópulas de un parámetro o de varios, dependiendo de la amplitud o exhaustividad con la cual se define la estructura de la dependencia entre las variables Q y V .

Salvadori *et al.* (2007) exponen un resumen amplio y útil de *FC* que han sido aplicadas en el campo de la hidrología. Al respecto, en la relación siguiente no se han incluido las familias de Cópulas de Ali-Mikhail-Haq debido a que limitan la dependencia a un rango del cociente tau de Kendall de -0.1817 a 0.3333 , y la familia de Farlie-Gumbel-Morgenstern (FGM) que lo limita aún más, al intervalo de ± 0.2222 .

Las Cópulas arquimedeanas han tenido aplicación amplia debido a su construcción simple, un único parámetro, rango amplio y aceptación de ambos tipos de dependencia. Haciendo $F_X(x) = u$, $F_Y(y) = v$ y θ , el parámetro que mide la dependencia o asociación entre u y v , se tienen las siguientes dos familias de Cópulas arquimedeanas, las cuales aceptan dependencia negativa y positiva (Shiau *et al.*, 2006; Genest & Favre, 2007; Salvadori *et al.*, 2007; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

1. Clayton. Esta Función Cópula es llamada de Cook-Johnson por Zhang y Singh (2006). Sraj *et al.* (2015) la citan con los dos nombres. Su ecuación y espacio de variación de θ son (Nelsen, 2006):

$$C(u, v) = \max \left\{ [u^{-\theta} + v^{-\theta} - 1]^{-1/\theta}, 0 \right\} \quad [-1, \infty) \setminus \{0\} \quad (2)$$

para $\theta = 0$, $C(u, v) = \Pi(u, v) = uv$ es la cópula producto que define de manera única la independencia. La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:

$$\tau_n = \frac{\theta}{\theta+2} \quad (3)$$

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

$$C(u, v) = -\frac{1}{\theta} \ln \left[1 + \frac{(e^{-\theta u} - 1)(e^{-\theta v} - 1)}{e^{-\theta} - 1} \right] \quad (-\infty, \infty) \setminus \{0\} \quad (4)$$

para $\theta = 1$, $C(u, v) = \Pi(u, v) = uv$ se define la independencia. La relación de θ con el τ_n es la siguiente:

$$\tau_n = 1 + \frac{4}{\theta} [D_1(\theta) - 1] \quad (5)$$

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

$$D_1(\theta) = \frac{1}{\theta} \int_0^\theta \frac{t}{e^t - 1} dt \quad (6)$$

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

En seguida se cita una familia de Cópulas de valores extremos, la cual acepta solo dependencia positiva.

3. Gumbel-Hougaard. Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = \exp\left\{-\left[(-\ln u)^\theta + (-\ln v)^\theta\right]^{1/\theta}\right\} [1, \infty) \quad (7)$$

para $\theta = 1$, $C(u, v) = \Pi(u, v) = uv$ se define la independencia. La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:

$$\tau_n = \frac{\theta-1}{\theta} \quad (8)$$

Por último, se citan dos familias de Cópulas de clase miscelánea.

4. Plackett acepta dependencia negativa ($\theta < 1$) y positiva ($\theta > 1$):

$$C(u, v) = \frac{1+(\theta-1)(u+v)}{2(\theta-1)} - \frac{\sqrt{[1+(\theta-1)(u+v)]^2 - 4uv\theta(\theta-1)}}{2(\theta-1)} \text{ con } 0 < \theta < \infty, \theta \neq 1 \quad (9)$$

Para $\theta = 1$, $C(u, v) = \Pi(u, v) = uv$ se define la independencia. La relación de θ con la rho de Spearman es la siguiente:

$$\rho_n = \frac{(\theta+1)}{(\theta-1)} - \frac{2\theta \ln(\theta)}{(\theta-1)^2} \quad (10)$$

5. Raftery acepta sólo dependencia positiva, y θ varía entre 0 y 1:

$$C(u, v) = \min(u, v) + \frac{1-\theta}{1+\theta} (uv)^{1/(1-\theta)} \{1 - [\max(u, v)]^{-(1+\theta)/(1-\theta)}\} \quad (11)$$

para $\theta = 0$, $C(u, v) = \Pi(u, v) = uv$ se define la independencia. La relación de θ con el cociente tau de Kendall y con la rho de Spearman son las siguientes:

$$\tau_n = \frac{2\theta}{3-\theta} \quad (12)$$

$$\rho_n = \frac{\theta(4-3\theta)}{(2-\theta)^2} \quad (13)$$

Familias de Cópulas asociadas

Las cuatro clases de familias de Cópulas que existen y para el caso bivariado tienen tres *familias asociadas*, definidas por las siguientes transformaciones estrictamente crecientes o decrecientes, según Teorema 2.4.4 en Nelsen (2006). Tales familias son (Salvadori & De Michele, 2004; Michiels & De Schepper, 2008; Chowdhary & Singh, 2019):

$$C'(u, v) = u - C(u, 1 - v) \quad (14)$$

$$C''(u, v) = v - C(1 - u, v) \quad (15)$$

$$\hat{C}(u, v) = u + v - 1 + C(1 - u, 1 - v) \quad (16)$$

Las dos primeras transformaciones cambian la naturaleza de las medidas de concordancia; es decir, la tau de Kendall y la rho de Spearman de negativas a positivas y viceversa. La tercera transformación se denomina Cópula de supervivencia (*Survival Copula*), por estar relacionada con la distribución conjunta de las probabilidades de excedencia del par de variables aleatorias u y v , cuya Cópula es C .

Dupuis (2007) destacó la importancia de la Cópula de Clayton Asociada por tener dependencia significativa en su cola derecha definida por la Ecuación (17) siguiente y cuya fórmula de acuerdo con las ecuaciones (2) y (16) es la Ecuación (18):

$$\lambda_U = 2^{-1/\theta} \quad (17)$$

$$\hat{C}(u, v) = u + v - 1 + [(1 - u)^{-\theta} + (1 - v)^{-\theta} - 1]^{-1/\theta} \quad (18)$$

Medidas de asociación

Concordancia

Como la función Cópula (FC) caracteriza la *dependencia* entre las variables aleatorias 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. Unas variables con correlación lineal directa serán *concordantes*, pues al aumentar una, la otra también lo hace. Variables con una correlación lineal inversa serán *discordantes*, ya que a grandes valores de una le corresponden pequeños valores de la otra.

Entonces, se dice que (x_1, y_1) y (x_2, y_2) son concordantes si $x_1 < x_2$ y $y_1 < y_2$, o bien, $x_1 > x_2$ y $y_1 > y_2$. Son discordantes si $x_1 < x_2$ y $y_1 > y_2$, o bien, $x_1 > x_2$ y $y_1 < y_2$. 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).

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):

$$\tau_n = \frac{2}{n(n-1)} \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{signo}[(x_i - x_j)(y_i - y_j)] \quad (19)$$

en la ecuación anterior, n es el número de observaciones y el signo $[]$ es +1 si tales parejas son concordantes y -1 si son discordantes.

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

$$\sqrt{\frac{9n(n-1)}{2(2n+5)}} |\tau_n| > Z_{\alpha/2} = 1.96 \quad (20)$$

Coeficiente rho de Spearman

Mide la correlación entre parejas de rangos (R_i, S_i) de las variables aleatorias continuas X_i y Y_i . Por ello equivale al coeficiente de correlación de Pearson (r_{xy}). Su expresión para estimarlo en un registro bivariado de tamaño n es la siguiente (Chowdhary & Singh, 2019; Zhang & Singh, 2019):

$$\rho_n = \frac{12}{n(n+1)(n-1)} \sum_{i=1}^n R_i \cdot S_i - 3 \frac{n+1}{n-1} \quad (21)$$

Genest y Favre (2007) también presentan una prueba similar para el coeficiente rho, cuya distribución se aproxima a la Normal con media 0 y varianza $1 / (n - 1)$, por lo cual se rechaza H_0 con un nivel $\alpha = 5 \%$ si:

$$\sqrt{n - 1} \cdot |\rho_n| > 1.96 \quad (22)$$

Estimación del parámetro de dependencia

El método más simple para estimar el parámetro θ de las funciones Cópula se asemeja al método de momentos y se basa en la inversión de la ecuación que relaciona θ con el cociente tau de Kendall o con el coeficiente rho de Spearman. Las otras dos técnicas disponibles se denominan: (1) método de máxima pseudo-verosimilitud y (2) método exacto de máxima verosimilitud (Meylan *et al.*, 2012; Chowdhary & Singh, 2019; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019). En las ecuaciones (5), (10), (12) y (13) se procede por tanteos para obtener θ ; en cambio, en las fórmulas (3) y (8) se despeja su valor.

Estimación de las probabilidades empíricas

Las probabilidades empíricas bivariadas se estimaron con base en la fórmula de Gringorten (Ecuación (23)), aplicada por Yue *et al.* (1999), Chen y Guo (2019), y Zhang y Singh (2019). Tal fórmula es:

$$p = \frac{i-0.44}{n+0.12} \quad (23)$$

en la cual i es el número de cada dato cuando están ordenados de manera progresiva, y n es el 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; los gastos máximos (Q) en los renglones y los volúmenes (V) 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 (Q y V) 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 Q y de V , cuyo *conteo* de casillas numeradas dentro es NM_1 o combinaciones de Q y V 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:

$$F(x, y) = P(Q \leq q, V \leq v) = \frac{NM_i - 0.44}{n + 0.12} \quad (24)$$

Selección de la función Cópula

Un enfoque simple de selección de la función Cópula 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 función Cópula 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; Chen & Guo, 2019):

$$EME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (w_i^o - w_i^c)^2} \quad (25)$$

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |w_i^o - w_i^c| \quad (26)$$

$$EAM = \max_{i=1:n} |w_i^o - w_i^c| \quad (27)$$

Dependencia en los extremos de la FC

Generalidades

Otro criterio que se aplica para seleccionar una FC es el basado en la magnitud de la dependencia en la cola 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 Y sea mayor que un cierto percentil (s) de $F_Y(y)$, 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 Y sea menor que X cuando s se aproxima a 0 (Chowdhary & Singh, 2019).

En relación con las FC expuestas, las de Frank y Plackett, tienen dependencias insignificantes en sus zonas extremas: por ello, $\lambda_L = 0$ y $\lambda_U = 0$. Por el contrario, la Cópula Gumbel-Hougaard tiene dependencia significativa en la cola superior igual a:

$$\lambda_U = 2 - 2^{1/\theta} \quad (28)$$

Las Cópulas de Clayton y Raftery la tienen en su cola inferior e igual a:

$$\lambda_L = 2^{-1/\theta} \quad (29)$$

$$\lambda_L = \frac{2\theta}{\theta+1} \quad (30)$$

Como ya se indicó (Ecuación (17)), la Cópula de Clayton asociada tiene $\lambda_U = 2^{-1/\theta}$. Familias de Cópulas no expuestas con $\lambda_U > 0$ son las de Galambos, Genest-Ghoudi, Hüsler-Reiss, Joe y t -Student; esta última de la familia elíptica (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019).

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 llegan Poulin, Huard, Favre y Pugin (2007), al comparar las mismas seis familias de Cópulas 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 se debe definir primero la llamada *Cópula Empírica*. Como la *FC* caracteriza la dependencia entre las variables aleatorias X y Y , 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 Cópula Empírica (Chowdhary & Singh, 2019) definida así:

$$C_n(u, v) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 1\left(\frac{R_i}{n+1} \leq u, \frac{S_i}{n+1} \leq v\right) \quad (31)$$

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:

$$U_i = \frac{\text{Rango}(X_i)}{n+1} = F_n(x_i) \quad V_i = \frac{\text{Rango}(Y_i)}{n+1} = F_n(Y_i) \quad (32)$$

La Ecuación (31) es una función de $[0,1]^2$ a $(0, 1)$ que tiene saltos de magnitud $1/n$ en cada pareja de la forma de la Ecuación (32), para $i \in \{1, 2, \dots, n\}$. En realidad, la Ecuación (31) no es una Cópula sino una *subcópula* que sirve para aproximar Cópulas (Nelsen, 2006).

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

$$\lambda_U^{CFG} = 2 - 2 \exp \left\{ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln \left[\sqrt{\ln \frac{1}{U_i} \cdot \ln \frac{1}{V_i}} / \ln \left(\frac{1}{\max(U_i, V_i)^2} \right) \right] \right\} \quad (33)$$

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

Ratificación de la función Cópula seleccionada

Esta es la etapa más importante del proceso de aplicación práctica de las *FC*, pues en ella se verifica que tal modelo reproduzca fielmente las probabilidades conjuntas observadas (Ecuación (24)). Yue (2000) indica que la forma simple y práctica de representar las probabilidades conjuntas

empíricas y teóricas consiste en llevar al eje de las abscisas la primera y al eje de las ordenadas la segunda; lógicamente, en tal gráfica cada pareja de datos define un punto que coincide o se aleja de la recta a 45°.

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 empíricas y teóricas. Para evaluar la estadística (D_n) del test se utilizó la expresión que exponen Meylan *et al.* (2012), para $\alpha = 5 \%$, la cual es:

$$D_n = \frac{1.358}{\sqrt{n}} \quad (34)$$

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

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 *et al.*, 2006; Vogel & Castellarin, 2017):

$$T_{XY} = \frac{1}{P(X > x \text{ or } Y > y)} = \frac{1}{1 - F_{X,Y}(x,y)} = \frac{1}{1 - C[F_X(x), F_Y(y)]} \quad (35)$$

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 *serán* excedidos ($X > x, Y > y$) o condición AND. Su ecuación es (Shiau *et al.*, 2006; Vogel & Castellarin, 2017):

$$T'_{XY} = \frac{1}{P(X > x \text{ and } Y > y)} = \frac{1}{F'_{X,Y}(x,y)} = \frac{1}{1 - F_X(x) - F_Y(y) + C[F_X(x), F_Y(y)]} \quad (36)$$

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):

$$T_{XY} \leq \min[T_X, T_Y] \leq \max[T_X, T_Y] \leq T'_{XY} \quad (37)$$

siendo:

$$T_X = \frac{1}{F'_X(x)} = \frac{1}{1 - F_X(x)} \quad (38)$$

$$T_Y = \frac{1}{F_Y'(y)} = \frac{1}{1-F_Y(y)} \quad (39)$$

Eventos críticos o de diseño

Volpi y Fiori (2012) destacan que la gráfica del periodo de retorno conjunto de tipo AND —mostrada como Figura 1— presenta una severa inconsistencia al contener, en un contexto bivariado, umbrales críticos univariados. Debido a lo anterior, tal gráfica se considera integrada por dos porciones, las dos designadas *simples* (*naive part*), y la *correcta* (*proper part*). Las partes rectas son las colas o rectas asíntotas a la parte curva. La probabilidad de ocurrencia de un evento o pareja de Q y V es variable en la parte curva y decrece a lo largo de la parte recta, aunque todos los valores definen el mismo periodo de retorno conjunto. En resumen, las parejas de valores de las rectas asíntotas tienen probabilidades de ocurrencia bajas y por ello no deben ser incluidas en los análisis de búsqueda de las crecientes (Q y V) críticas o severas. Para fines prácticos, los puntos extremos de la parte curva se pueden definir según su distribución empírica o cercana al inicio de las rectas asíntotas.

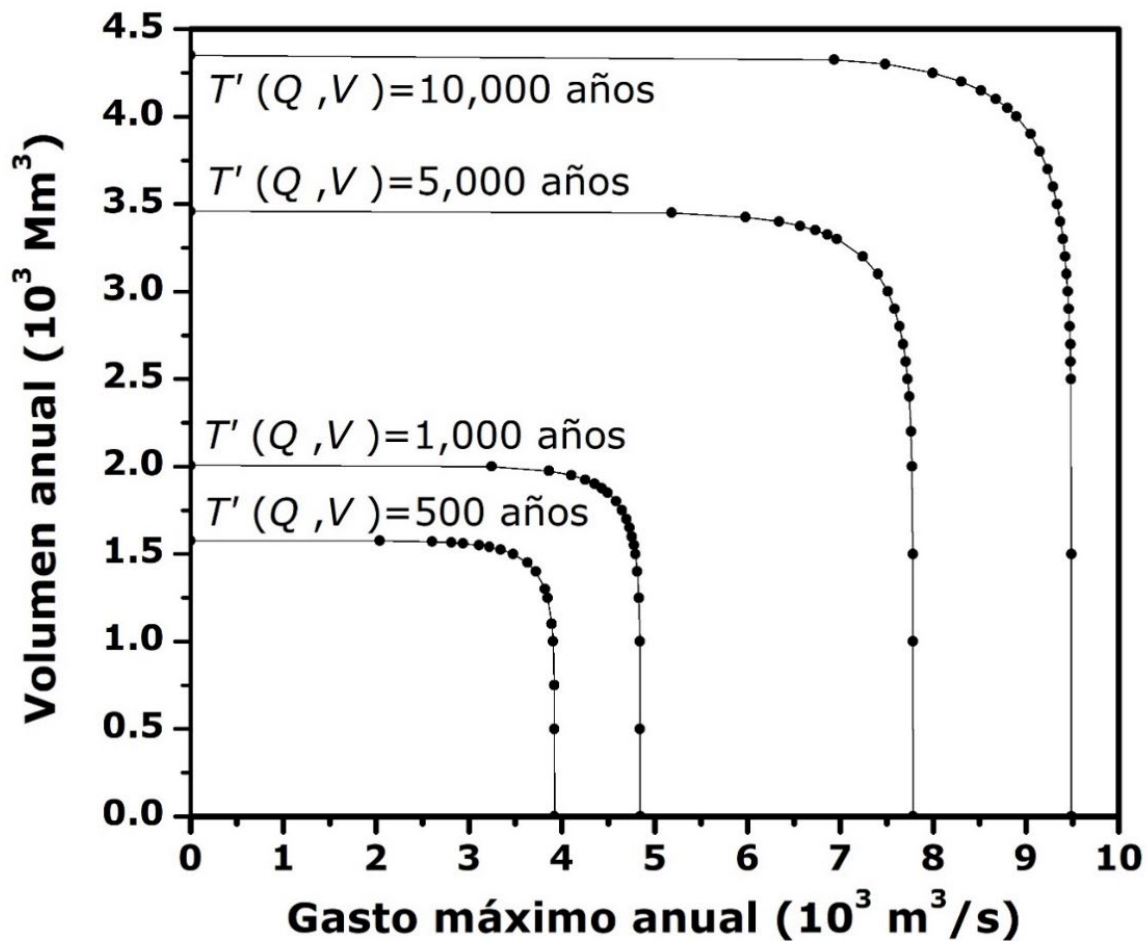


Figura 1. Gráficas de los cuatro periodos de retorno conjunto T'_{xy} de diseño obtenidas con la FC de Gumbel-Hougaard en las crecientes de la estación La Cuña, México.

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 (X_i). Por lo anterior, se propuso aplicar la prueba a los registros de gastos máximos y volúmenes anuales, que deben ser muestras aleatorias.

Selección de las distribuciones marginales

Ocho distribuciones de probabilidad aplicadas

El planteamiento de búsqueda de las distribuciones marginales idóneas tomó en cuenta las características estadísticas de los datos hidrológicos por procesar, gastos máximos y volúmenes de las crecientes anuales. Lo anterior, a través de los cocientes L de asimetría (t_3) y curtosis (t_4), que permiten definir en el diagrama de cocientes L de Hosking y Wallis (1997), las mejores distribuciones por su menor cercanía a las *cinco curvas* que se muestran en tal gráfico. Dichas distribuciones tienen tres parámetros de ajuste: logística generalizada (LOG), general de valores extremos (GVE), log-normal (LGN), Pearson tipo III (PE3) y Pareto generalizada (PAG). La curva de la PE3 permite probar la distribución log-Pearson tipo III (LP3).

Además, se aplicaron dos modelos probabilísticos que han mostrado gran versatilidad y universalidad para representar series de datos hidrológicos extremos debido a que tienen 4 y 5 parámetros de ajuste. Tales distribuciones son la Kappa (Hosking, 1994; Kjeldsen, Ahn, &

Prosdocimi, 2017; Campos-Aranda, 2023) y la Wakeby (Hosking & Wallis, 1997).

La distribución LP3 fue la única que se aplicó con el método de momentos en los dominios logarítmico (WRC, 1977) y real (Bobée, 1975), seleccionando la de mejor ajuste. Las siete restantes se ajustaron a los registros de gasto máximo y volumen anual de crecientes a través del método de momentos L , según procedimientos expuestos por Hosking y Wallis (1997).

Momentos L de la muestra

Los momentos L son combinaciones lineales de los momentos de probabilidad ponderada (b_r), definidos por Greenwood, Landwehr, Matalas y Wallis (1979); por lo anterior, son robustos ante los valores dispersos de muestra. Su cálculo comienza por ordenar las series disponibles de gastos máximos (x_i) y volúmenes anuales (y_i) de las crecientes de menor a mayor ($x_1 \leq x_2 \leq \dots \leq x_n$), y estimar los b_r con la ecuación siguiente (Hosking & Wallis, 1997; Rao & Hamed, 2000; Asquith, 2011; Stedinger, 2017):

$$b_r = \frac{1}{n} \sum_{i=r+1}^n \frac{(i-1)(i-2)\dots(i-r)}{(n-1)(n-2)\dots(n-r)} x_i \quad (40)$$

En la expresión anterior el número de orden r varía de 0 a 3 y n es el número de datos de las series anuales. Se deduce que b_0 es igual a la

media aritmética. Los momentos L de la muestra (l) y sus respectivos cocientes (t) de similitud con los coeficientes de variación, asimetría y curtosis son:

$$l_1 = b_0 \quad (41)$$

$$l_2 = 2 \cdot b_1 - b_0 \quad (42)$$

$$l_3 = 6 \cdot b_2 - 6 \cdot b_1 + b_0 \quad (43)$$

$$l_4 = 20 \cdot b_3 - 30 \cdot b_2 + 12 \cdot b_1 - b_0 \quad (44)$$

$$t_2 = l_2/l_1 \quad (45)$$

$$t_3 = l_3/l_2 \quad (46)$$

$$t_4 = l_4/l_2 \quad (47)$$

Diagrama de cocientes de momentos L

Tiene en el eje de las abscisas a t_3 y en el de las ordenadas a t_4 . Las FDP de tres parámetros de ajuste son líneas curvas con las ecuaciones de tipo polinomio siguientes (Hosking & Wallis, 1997):

Logística generalizada (LOG):

$$t_4^{\text{LOG}} = 0.16667 + 0.83333 \cdot t_3^2 \quad (48)$$

Pareto generalizada (PAG):

$$t_4^{\text{PAG}} = 0.20196 \cdot t_3 + 0.95924 \cdot t_3^2 - 0.20096 \cdot t_3^3 + 0.04061 \cdot t_3^4 \quad (49)$$

Log-normal (LGN):

$$t_4^{\text{LGN}} = 0.12282 + 0.77518 \cdot t_3^2 + 0.12279 \cdot t_3^4 - 0.13638 \cdot t_3^6 + 0.11368 \cdot t_3^8 \quad (50)$$

Pearson tipo III (PT3):

$$t_4^{\text{PT3}} = 0.12240 + 0.30115 \cdot t_3^2 + 0.95812 \cdot t_3^4 - 0.57488 \cdot t_3^6 + 0.19383 \cdot t_3^8 \quad (51)$$

General de valores extremos (GVE):

$$t_4^{GVE} = 0.10701 + 0.11090 \cdot t_3 + 0.84838 \cdot t_3^2 - 0.06669 \cdot t_3^3 + SF \quad (52)$$

$$\text{siendo } SF = 0.00567 \cdot t_3^4 - 0.04208 \cdot t_3^5 + 0.03763 \cdot t_3^6$$

Utilizando los logaritmos naturales de los datos en las ecuaciones (40) a (47) se obtienen los cocientes L logarítmicos y entonces se puede utilizar la Ecuación (51) para valorar a la distribución log-Pearson tipo III.

Distancia absoluta

Uno de los enfoques recientes para la selección de la mejor FDP de una serie de datos consiste en llevar al diagrama de cocientes L los valores de la muestra (t_3 y t_4) y definir su cercanía a alguna de las curvas para obtener el mejor modelo probabilístico. Para evitar la subjetividad en la selección de la FDP se ha propuesto evaluar la *distancia absoluta* (DA) con la expresión siguiente (Yue & Hashino, 2007):

$$DA = t_4(t_3^{obs}) - t_4^{obs} \quad (53)$$

donde t_3^{obs} y t_4^{obs} son los cocientes L de asimetría y curtosis de la serie analizada, y $t_4(t_3^{obs})$ es el valor teórico del cociente L de curtosis calculado con cada FDP (ecuaciones (48) a (52)), para el valor observado del cociente L de asimetría. Una FDP con el menor valor de la DA es la mejor para los datos procesados.

Errores de ajuste

El primer criterio aplicado para la selección de la mejor FDP a unos datos o serie disponible fue el llamado *error de ajuste* (Kite, 1977; Willmott & Matsuura, 2005; Chai & Draxler, 2014). Este criterio será aplicado después de seleccionar las tres mejores FDP en el diagrama de cocientes L de acuerdo con su distancia absoluta mínima, y de haber aplicado las distribuciones Kappa y Wakeby.

Cambiando en las ecuaciones (25) y (26) 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 por la fórmula empírica de Gringorten (Ecuación (23)).

Datos por procesar

La hidrométrica La Cuña con clave 12054 y área de cuenca de 19 097 km², se ubica en el Río Verde de la Región Hidrológica No. 12-3 (río Santiago), México. Gómez *et al.* (2010) exponen el registro de gasto máximo en m³/s y volúmenes anuales en millones de m³ (Mm³) del periodo de 1947 a 2004, con 55 parejas de datos (n), ya que los años 1983, 1984 y 1985 no tienen información de volúmenes. Tales datos se exponen en la Tabla 1.

Tabla 1. Gastos máximos, volúmenes y sus números de orden bivariados de las crecientes anuales de la estación de aforos La Cuña, México (Gómez *et al.*, 2010).

Año	Q (m ³ /s)	V (Mm ³)	NM _i	Año	Q (m ³ /s)	V (Mm ³)	NM _i
1947	784.0	146.80	36	1975	622.1	249.07	40
1948	736.8	155.12	37	1976	1 374.0	527.96	52
1949	510.0	111.40	28	1977	439.7	111.77	28
1950	461.0	94.06	24	1978	280.2	66.23	15
1951	411.0	111.55	27	1979	267.2	45.80	9
1952	326.0	70.82	19	1980	287.3	99.60	20
1953	349.8	144.75	28	1981	280.7	28.70	5
1954	130.4	23.22	3	1982	156.5	35.37	4
1955	690.0	203.31	39	1986	698.2	193.51	38
1956	266.0	106.76	17	1987	184.7	55.39	7
1957	199.0	45.92	9	1988	595.2	242.21	38
1958	690.0	188.71	37	1989	110.2	42.49	3
1959	340.6	47.91	12	1990	523.9	248.07	37
1960	249.6	91.58	14	1991	1636.3	443.30	52
1961	350.0	130.68	28	1992	1168.0	172.49	40
1962	317.0	51.27	12	1993	295.0	96.50	20
1963	732.6	127.90	33	1994	212.8	53.55	10
1964	265.1	82.75	15	1995	367.4	114.61	27
1965	743.6	295.34	46	1996	144.6	57.43	5
1966	463.9	202.90	35	1997	78.4	16.55	1
1967	1 474.9	598.38	53	1998	261.9	66.17	13
1968	323.0	118.25	25	1999	196.3	41.15	7
1969	160.4	32.22	4	2000	46.8	18.62	1
1970	763.8	187.75	39	2001	313.8	75.78	18
1971	578.0	166.61	36	2002	319.6	153.79	25
1972	191.8	26.39	4	2003	621.1	326.28	40
1973	2 440.0	920.30	55	2004	824.5	384.45	50
1974	238.4	66.66	13	Med	340.6	111.40	–

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 condujo a valores de 0.284 y 0.213 para los gastos y volúmenes de la Tabla 1.

Distancias absolutas calculadas

En la Tabla 2 se han concentrado los resultados de las ecuaciones (48) a (52), destacando las tres mejores FDP de cada registro de datos de la Tabla 1.

Tabla 2. Números de orden de la mejor FDP para los registros indicados de la estación hidrométrica La Cuña, México, según distancia absoluta en el diagrama de cocientes L (Hosking & Wallis, 1997).

Gastos máximos anuales (m^3/s)		Volúmenes anuales (Mm^3)	
$t_3 = 0.38713$	$\ln t_3 = 0.01249$	$t_3 = 0.43326$	$\ln t_3 = 0.01382$
$t_4 = 0.25523$	$\ln t_4 = 0.15953$	$t_4 = 0.28466$	$\ln t_4 = 0.12466$
Distribución LOG	0.0363 (3)	Distribución LOG	0.0384 (5)
Distribución GVE	0.0179 (2)	Distribución GVE	0.0240 (3)
Distribución LGN	0.0139 (1)	Distribución LGN	0.0128 (2)
Distribución PT3	0.0680 (6)	Distribución PT3	0.0755 (6)
Distribución PAG	0.0440 (5)	Distribución PAG	0.0320 (4)
Distribución LP3	0.0371 (4)	Distribución LP3	0.0022 (1)

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 mejores distribuciones, y la Kappa y Wakeby aplicadas al registro de gastos máximos de la Tabla 1. Se observa que las dos mejores distribuciones, la LGN y la GVE, reportan los errores de ajuste más bajos y similares, pero sus predicciones son bastante diferentes en los cuatro periodos de retorno elevados. Por otra parte, los errores de ajuste de la distribución Kappa son casi idénticos a los de la LGN, pero con predicciones intermedias, y por ello fue la adoptada.

Tabla 3. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres mejores FDP, la Wakeby y la Kappa en el registro de gastos máximos anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

FDP	EEA (m^3/s)	EAM (m^3/s)	Periodos de retorno en años					
			50	100	500	1 000	5 000	10 000
LOG (3)	61.3	39.4	1 816	2 393	4 504	5 902	11 036	14 441
GVE (2)	55.7	35.8	1 838	2 372	4 160	5 254	8 926	11 172
LGN (1)	55.8	36.5	1 839	2 293	3 592	4 270	6 167	7 139
KAPPA	55.7	36.7	1 835	2 335	3 920	4 844	7 784	9 489
WAKEBY	35.2	55.7	1 844	2 304	3 646	4 367	6 469	7 599

Los parámetros de ubicación (u_1), escala (a_1) y forma (k_1 y h_1) de la distribución Kappa seleccionada son 258.7462, 228.381, -0.2685394 y 0.2888472 , respectivamente, cuya expresión es:

$$F(x) = \left\{ 1 - h_1 \left[1 - \frac{k_1(x-u_1)}{a_1} \right]^{1/k_1} \right\}^{1/h_1} \quad (54)$$

Distribución de los volúmenes anuales

En la Tabla 4 —similar a la anterior para los volúmenes anuales de la Tabla 1— se observa que la mejor distribución, la LP3, conduce a los errores de ajuste más bajos, pero sus predicciones son bastante menores que las de la GVE. En cambio, la distribución Kappa conduce a errores de ajuste bajos y sus predicciones son intermedias, por ello fue adoptada. En este caso, la distribución Wakeby ratifica la selección.

Tabla 4. Errores de ajuste y predicciones (Mm^3) de las tres mejores FDP, la Wakeby y la Kappa en el registro de volúmenes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

FDP	EEA (Mm^3)	EAM (Mm^3)	Periodos de retorno en años					
			50	100	500	1 000	5 000	10 000
GVE (3)	16.6	9.0	662	888	1 702	2 234	4 156	5 411
LGN (2)	14.5	7.6	670	863	1 439	1 752	2 661	3 142
LP3 (1)	10.5	6.3	694	907	1 574	1 952	3 101	3 736
KAPPA	15.5	8.1	663	873	1 576	2 007	3 459	4 350
WAKEBY	15.7	8.3	664	872	1 561	1 978	3 358	4 193

Los parámetros de ubicación (u_2), escala (a_2) y forma (k_2 y h_2) de la distribución Kappa adoptada son 60.39858, 78.31082, -0.3155518 y 0.4287021, respectivamente, cuya expresión es:

$$F(y) = \left\{ 1 - h_2 \left[1 - \frac{k_2(y-u_2)}{a_2} \right]^{1/k_2} \right\}^{1/h_2} \quad (55)$$

Selección y ratificación de la función Cópula

El procesamiento bivariado de los datos de la Tabla 1 condujo a los siguientes tres indicadores de asociación: $r_{xy} = 0.9302$, $\tau_n = 0.7199$ y $\rho_n = 0.9088$. La Ecuación (20), con $n = 55$ y el tau citado, origina un valor de 7.76; por lo cual, el cociente de Kendall es significativo. La Ecuación (22) genera un valor de 6.68 y entonces el coeficiente de Spearman también es significativo. La Ecuación (33) aporta un valor para la dependencia observada en la cola derecha de $\lambda_{ij}^{CFG} = 0.782$.

Por otra parte, en la Tabla 5 se muestran los indicadores estadísticos de ajuste que se obtuvieron al aplicar las seis FC expuestas de Clayton, Frank, Gumbel-Hougaard (GH), Plackett, Raftery y Clayton asociada. En las ecuaciones (25) a (27), las probabilidades bivariadas empíricas se estimaron con la Ecuación (24), y las teóricas con las ecuaciones (2), (4), (7), (9), (11) y (18).

Tabla 5. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cópula indicadas en las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Cópula	θ	EME	EAM	No. DP	No. DN	MDP	MDN	λ_U
Clayton (C.)	5.1394	0.0245	0.0189	28	27	0.0714	-0.0424	0.000
Frank	12.386	0.0227	0.0169	29	26	0.0581	-0.0561	0.000
GH	3.5697	0.0255	0.0192	28	27	0.0541	-0.0676	0.786
Plackett	75.040	0.0247	0.0187	23	32	0.0495	-0.0647	0.000
Raftery	0.7940	0.0250	0.0193	27	28	0.0746	-0.0457	0.000
C. asociada	5.1394	0.0288	0.0225	29	26	0.0477	-0.0788	0.874

Significado de los nuevos acrónimos:

DP, DN: diferencias positivas y negativas.

MDP, MDN: máxima diferencia positiva y negativa.

Como los valores de Q y V de las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica La Cuña muestran una magnitud de λ_U^{CFG} de 0.782 para la dependencia observada en su cola derecha, no existe dificultad para seleccionar como mejor FC la de Gumbel-Hougaard para los datos de la Tabla 1 debido a que reporta un valor para la dependencia significativa en su extremo derecho, prácticamente igual al observado o mostrado por los datos.

Cuando el valor de λ_U^{CFG} resulte bastante inferior al de la FC de Gumbel-Hougaard, se puede recurrir a aplicar la FC de clase elíptica llamada de t -Student, la cual —de acuerdo con los resultados de Dupuis

(2007) y de Poulin *et al.* (2007)— tiene una dependencia igual en ambas colas, pero de menor valor.

En la Tabla 5 los indicadores estadísticos más bajos del *EME* y *EAM*, y las diferencias máximas entre las probabilidades bivariadas se han mostrado en cursivas. Se observa que la *FC* adoptada de Gumbel-Hougaard tiene indicadores de ajuste ubicados entre los más reducidos obtenidos con la *FC* de Frank y los más grandes generados por la *FC* de Clayton asociada.

En la Tabla 6, Tabla 7 y Tabla 8 se muestra una parte de las probabilidades de no excedencia bivariadas, empíricas observadas (w_i^o) y teóricas calculadas (w_i^c) con la *FC* de Frank, de Gumbel-Hougaard y de Clayton asociada. También se indican sombreadas las diferencias máximas positiva y negativa.

Tabla 6. Probabilidades de no excedencia conjuntas y sus diferencias para una parte de las crecientes de la estación La Cuña, México, con la *FC* de Frank.

No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias	No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
1	0.6451	0.6477	-0.0026	30	0.9354	0.9344	0.0011
5	0.4819	0.4872	-0.0053	35	0.0827	0.0783	0.0044
10	0.3004	0.3139	-0.0134	40	0.0464	0.0375	0.0089
12	0.6633	0.7194	-0.0561	45	0.1734	0.1704	0.0226
20	0.6270	0.6096	0.0174	50	0.1190	0.1169	0.0021
25	0.6451	0.6609	-0.0157	55	0.8991	0.8410	0.0581

Tabla 7. Probabilidades de no excedencia conjuntas y sus diferencias para una parte de las crecientes de la estación La Cuña, México, con la FC de Gumbel-Hougaard.

No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias	No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
1	0.6451	0.6512	-0.0061	30	0.9354	0.9520	-0.0166
5	0.4819	0.4765	0.0053	35	0.0827	0.0777	0.0050
12	0.6633	0.7309	-0.0676	40	0.0464	0.0401	0.0063
15	0.5000	0.4459	0.0541	45	0.1734	0.1624	0.0111
20	0.6270	0.6116	0.0154	50	0.1190	0.1143	0.0048
25	0.6451	0.6661	-0.0210	55	0.8991	0.8557	0.0435

Tabla 8. Probabilidades de no excedencia conjuntas y sus diferencias para una parte de las crecientes de la estación La Cuña, México, con la FC de Clayton asociada.

No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias	No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
1	0.6451	0.6540	-0.0088	30	0.9354	0.9548	-0.0194
5	0.4819	0.4863	-0.0044	35	0.0827	0.0727	0.0100
12	0.6633	0.7421	-0.0788	40	0.0464	0.0286	0.0178
15	0.5000	0.4523	0.0477	45	0.1734	0.1454	0.0280
20	0.6270	0.6170	0.0100	50	0.1190	0.0944	0.0246
25	0.6451	0.6798	-0.0346	55	0.8991	0.8578	0.0414

Por otra parte, la Ecuación (34) define a $D_n = 0.1831$, y como las diferencias máximas absolutas de la Tabla 6, Tabla 7 y Tabla 8 son 0.0581, 0.0676 y 0.0788, el test de Kolmogorov–Smirnov ratifica las tres *FC* contrastadas. Los coeficientes de correlación (r_{xy}) entre las 55 probabilidades empíricas y las teóricas —estimadas con las *FC* de Frank, Gumbel-Hougaard y Clayton asociada— son los siguientes: 0.9968, 0.9964 y 0.9962; por lo tanto, se corresponden, en orden de magnitud, con las diferencias máximas observadas.

El contraste gráfico entre ambas probabilidades, para ratificar la adopción de la *FC* de Gumbel-Hougaard, se expone en la Figura 2 para los datos completos de la Tabla 7.

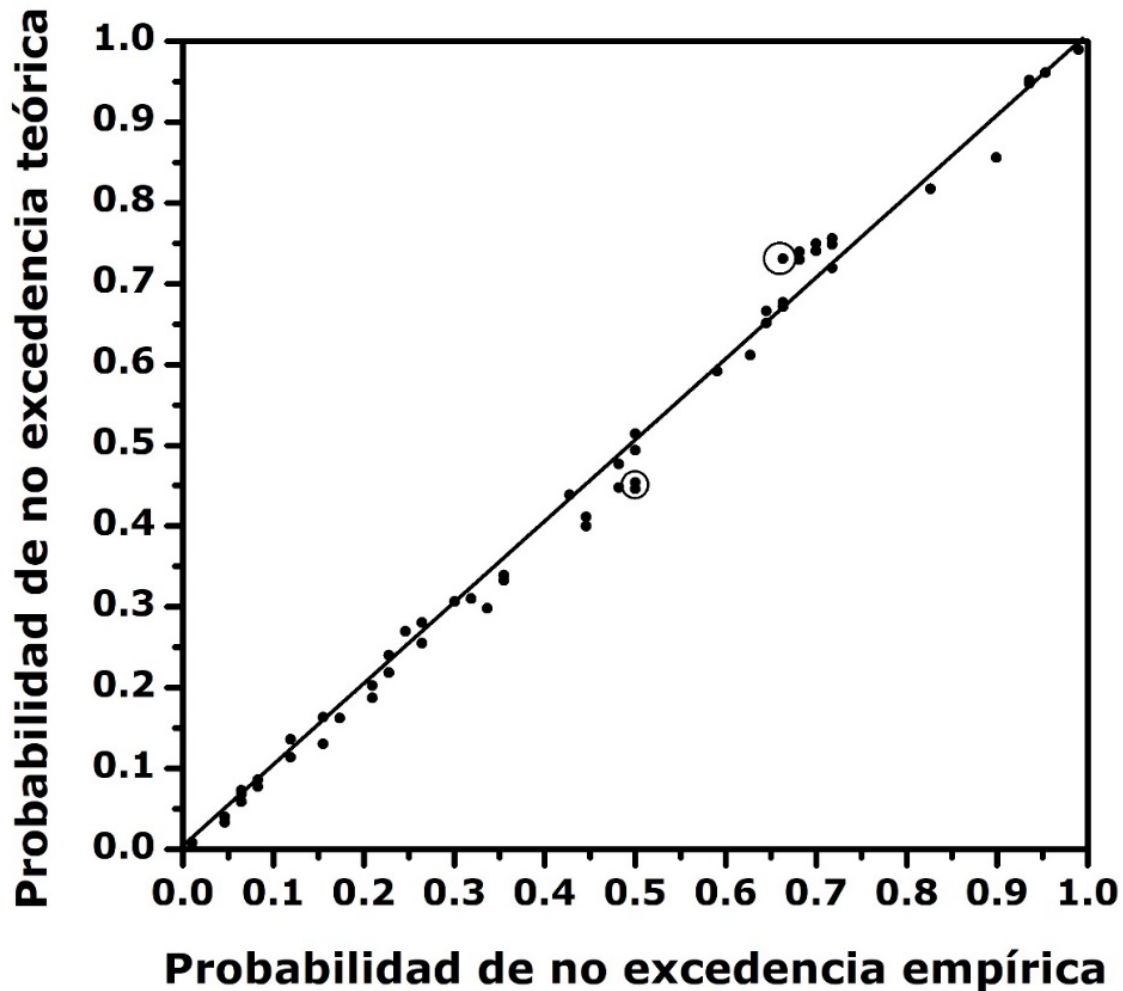


Figura 2. Contraste gráfico de probabilidades conjuntas del gasto pico y volúmenes de las crecientes de la estación La Cueva, México, con la *FC* de Gumbel-Hougaard.

Gráficas del periodo de retorno bivariado T'_{XY}

Considerando que en el cauce y cerca del sitio de la estación de aforos La Cuña se va a construir un embalse que de acuerdo con la capacidad que se le asigne puede ser pequeño, mediano o grande, entonces se requieren los periodos de retorno bivariados de tipo AND de 500, 1 000, 5 000 y 10 000 años (Campos-Aranda, 2008). Tales magnitudes se estiman con la Ecuación (36). Para ello, de manera arbitraria se seleccionan volúmenes y gastos pico, a fin de obtener sus probabilidades de no excedencia marginales (ecuaciones (54) y (55)) y conjunta (Ecuación (7)) con la FC de Gumbel-Hougaard. En la Tabla 9 se muestran resultados para definir las cuatro gráficas de la Figura 1.

Tabla 9. Parejas de gasto máximo y volumen 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 hidrométrica La Cuña, México.

T'_{XY} 500 años		T'_{XY} 1 000 años		T'_{XY} 5 000 años		T'_{XY} 10 000 años	
V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s	V Mm ³	Q m ³ /s
0	3 920	0	4 844	0	7 784	0	9 489
500	3 919	500	4 843	1 000	7 782	1 500	9 489
750	3 918	1 000	4 841	1 500	7 782	2 500	9 485
1 000	3 906	1 250	4 830	2 000	7 773	2 600	9 480
11 00	3 892	1 400	4 813	2 200	7 763	2 700	9 478
12 50	3 847	1 500	4 791	2 400	7 742	2 800	9 469
13 00	3 818	1 550	4 776	2 500	7 727	2 900	9 459
1 400	3 720	1 600	4 756	2 600	7 705	3 000	9 449
1 450	3 630	1 650	4 729	2 700	7 678	3 100	9 436
1 500	3 475	1 700	4 695	2 800	7 638	3 200	9 421
1 525	3 342	1 750	4 649	2 900	7 585	3 300	9 400
1 540	3 222	1 800	4 586	3 000	7 511	3 400	9 370
1 550	3 108	1 850	4 495	3 100	7 405	3 500	9 335
1 560	2 938	1 875	4 433	3 200	7 241	3 600	9 290
1 565	2 809	1 900	4 355	3 300	6 963	3 700	9 232
1 570	2 604	1 925	4 252	3 325	6 860	3 800	9 148
1 575	2 039	1 950	4 104	3 350	6 731	3 900	9 049
1 576	0	1 975	3 862	3 375	6 566	4 000	8 898
		2 000	3 244	3 400	6 340	4 050	8 800
		2 007	0	3 425	5 981	4 100	8 674
				3 450	5 183	4 150	8 515
				3 459	0	4 200	8 306
						4 250	7 996
						4 300	7 482
						4 325	6 935
						4 350	0

Contraste de los periodos de retorno bivariados

En la Tabla 10 se muestran los cálculos realizados para llevar a cabo la verificación de la Ecuación (37). Se observa y comprueba que en todos los casos el T_{XY} es menor de los periodos de retorno univariados (T) y por el contrario el T'_{XY} siempre es mayor.

Tabla 10. Periodos de retorno univariados y bivariados estimados con la FC de Gumbel-Hougaard en las crecientes de la estación hidrométrica La Cuña, México.

$T = T_x = T_y$	Q_T	V_T	$C[F_x(x), F_y(y)]$	T_{XY}	T'_{XY}
50	1 835	663	0.9757031	41.2	63.3
100	2 335	873	0.9878718	82.5	127.1
500	3 920	1 576	0.9975724	411.9	636.3
1 000	4 844	2 007	0.9987859	823.7	1 272.5
5 000	7 783	3 459	0.9997571	4 116.9	6 364.6
10 000	9 489	4 350	0.9998783	8 216.9	12 700.4

Selección de los eventos de diseño

En la Figura 1 o en la Tabla 9 se pueden seleccionar infinitas parejas de Q y V que satisfacen el periodo de retorno conjunto de diseño y que se definen como *subgrupo de parejas críticas* por estar dentro de la porción

curva de cada gráfica del T'_{XY} fuera de las rectas asíntotas (Volpi & Fiori, 2012).

Las combinaciones de gasto pico y volumen que tienen el mismo *periodo de retorno bivariado* de diseño establecen crecientes o *hidrogramas* que producirán diferentes efectos en el embalse que se diseña o revisa; se adopta por seguridad el que genera las condiciones más críticas o severas. Para formar cada hidrograma de diseño existen métodos teóricos y empíricos (Aldama, 2000; Aldama *et al.*, 2006; Campos-Aranda, 2008; Xiao, Guo, Liu, & Fang, 2008; Gómez *et al.*, 2010; Gräler *et al.*, 2013).

Contraste con resultados de la GVE bivariada

Campos-Aranda (2022) procesó los registros de la Tabla 1 con base en la distribución GVE bivariada, ajustada por medio de máxima verosimilitud; por lo cual, sus funciones marginales son de tipo GVE y sus parámetros de ajuste se involucran en el mejor ajuste logrado. En la Tabla 11, en los renglones 1 y 2, se muestran las predicciones univariadas conjuntas que se obtuvieron.

Tabla 11. Predicciones obtenidas con las distribuciones GVE bivariada y Kappa como marginales de las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Renglón	Reg.	FDP	Periodos de retorno univariados en años					
			50	100	500	1 000	5 000	10 000
1	Q	GVEb	1 550	1 958	3 254	4 009	6 418	7 823
2	V	GVEb	568	739	1 317	1 673	2 877	3 619
3	Q	Kappa	1 835	2 335	3 920	4 844	7 784	9 489
4	V	Kappa	663	873	1 576	2 007	3 459	4 350

Por otra parte, en los renglones 3 y 4 de la Tabla 11 se tienen las predicciones adoptadas en la Tabla 3 y Tabla 4 anteriores. Para los periodos de retorno indicados se observa que todas las nuevas parejas de predicciones de Q y V son mayores, lo anterior repercute en la definición de las parejas críticas en la Figura 1, que ahora son más grandes, en comparación con las obtenidas al aplicar la distribución GVE bivariada.

Conclusiones

La ventaja fundamental de usar las *funciones Cópula (FC)* en el análisis de frecuencias de crecientes bivariado consiste en poder construir fácilmente la distribución de probabilidades *conjunta* con base en unas distribuciones univariadas marginales iguales o diferentes, incluso de poblaciones mezcladas, previa estimación de la dependencia entre las variables aleatorias gasto máximo (Q) y volumen (V) de las crecientes anuales.

El *enfoque práctico de aplicación* de las *FC* requiere de una minuciosa selección de las distribuciones marginales y por ello se empleó el diagrama de cocientes L , para buscar las tres mejores distribuciones de probabilidad y luego contrastarlas con base en sus errores de ajuste y magnitud de sus predicciones, y así adoptar las más representativas para los registros de Q y V disponibles. En tal contraste se incluyeron dos distribuciones de gran versatilidad, por tener 4 y 5 parámetros de ajuste: los modelos Kappa y Wakeby.

Este *enfoque práctico de aplicación* de las *FC* utiliza Cópulas de un solo parámetro de ajuste (θ), que se estima a partir del cociente tau de Kendall o del coeficiente rho de Spearman, que se calculan con el registro conjunto de Q y V . Tal enfoque primero estima a λ_U^{CFG} o dependencia observada en la cola derecha del registro disponible. Después se busca una *FC* que reproduzca tal valor de λ_U^{CFG} . También se aplican *FC* que no tienen dependencia significativa en su cola derecha, como las de Clayton, Frank, Plackett y Raftery, para poder comparar y juzgar la calidad del ajuste de la *FC* adoptada previamente.

La aplicación numérica descrita en los 55 datos anuales de Q y V de las crecientes registradas en la estación hidrométrica La Cuña de la Región Hidrológica No. 12-3 de México mostró 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 0.9964. Por otra parte, en la Figura 1, relativa a los *periodos de retorno conjuntos de diseño* de tipo AND, se pueden definir infinitas parejas de Q y V críticas, por estar en la región curva de cada gráfica.

Agradecimientos

Se agradecen a los árbitros anónimos F, G y H sus observaciones y correcciones sugeridas, las cuales permitieron enmendar omisiones importantes teóricas y prácticas. Sus comentarios ayudaron a mejorar la redacción general y a destacar las aportaciones del enfoque propuesto para la aplicación de las funciones Cópula en los análisis de frecuencias bivariados de crecientes anuales.

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.
- Asquith, W. H. (2011). Chapter 6. L-moments. In: *Distributional analysis with L-moments statistics using the R environment for statistical computing* (pp. 87-122). Lubbock, USA: Copyright by William H. Asquith.
- Bobée, B. (1975). The Log-Pearson type 3 distribution and its application to Hydrology. *Water Resources Research*, 11(5), 681-689.
- 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.

- Campos-Aranda, D. F. (2008). Procedimiento para revisión (sin hidrometría) de la seguridad hidrológica de presas pequeñas para riego. *Agrociencia*, 42(5), 551-563.
- Campos-Aranda, D. F. (noviembre-diciembre, 2022). Aplicación de la distribución GVE bivariada en el análisis de frecuencias conjunto de crecientes. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(6), 534-602. DOI: 10.24850/j-tyca-13-6-11.
- Campos-Aranda, D. F. (enero-febrero, 2023). Análisis de frecuencias comparativo con momentos L entre la distribución Kappa y seis de aplicación generalizada. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(1), 432-469. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-01-05>
- 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. (2019). Chapter 2. Copula theory. Chapter 3. Copula-based flood frequency analysis. In: *Copulas and its application in hydrology and water resources* (pp. 13-38, 39-71). 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.
- 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)

- Favre, A. C., El Adlouni, S., Perreault, L., Thiémonge, N., & Bobée, B. (2004). Multivariate hydrological frequency analysis using copulas. *Water Resources Research*, 40(1), 1-12. DOI: 10.1029/2003WR002456
- 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. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 30.1-30.10). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Goel, N. K., Seth, S. M., & Chandra, S. (1998). Multivariate modeling of flood flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(2), 146-155.
- Gómez, J. F., Aparicio, M., & Patiño, C. (2010). Capítulo 6. Análisis de frecuencias bivariado para la estimación de avenidas de diseño. En: *Manual de análisis de frecuencias en hidrología* (pp. 106-127). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Gräler, B., van den Berg, M. J., Vandenberghe, S., Petroselli, A., Grimaldi, S., De Baets, B., & Verhoest, N. E. C. (2013). Multivariate return periods in hydrology: A critical and practical review focusing on synthetic design hydrograph estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(4), 1281-1296. DOI: 10.5194/hess-17-1281-2013
- Greenwood, J. A., Landwehr, J. M., Matalas, N. C., & Wallis, J. R. (1979). Probability weighted moments: Definition and relation to parameters of several distributions expressible in inverse form. *Water Resources Research*, 15(5), 1049-1054.
- Grimaldi, S., & Serinaldi, F. (2006). Design hyetograph analysis with 3-copula function. *Hydrological Sciences Journal*, 51(2), 223-238. DOI: 10.1623/hysj.51.2.223
- Hosking, J. R. M. (1994). The four-parameter Kappa distribution. *IBM Journal of Research and Development*, 38(3), 251-258.
- 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, UK: Cambridge University Press.
- 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.
- Kjeldsen, T. R., Ahn, H., & Prosdocimi, L. (2017). On the use of a four-parameter kappa distribution in regional frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 62(9), 1354-1363. DOI: 10.1080/02626667.2017.1335400

- Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2008). Theme 3.5. Copulas. In: *Applied statistics for civil and environmental engineers* (2nd ed.) (pp. 154-157). Oxford, UK: Blackwell Publishing.
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 1. Introduction. Chapter 3. Selecting and checking data series. Theme 9.2. Multivariate frequency analysis using Copulas. In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 1-13, 29-70, 164-176). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Michiels, F., & De Schepper, A. (2008). A Copula test space model. How to avoid the wrong copula choice. *Kybernetika*, 44(6), 864-878.
- Nelsen, R. B. (2006). *An introduction to Copulas. Lecture notes in statistics 139*. (2nd ed.). New York, USA: Springer.
- 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)
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Chapter 1. Introduction. Chapter 3. Probability weighted moments and L-moments. In: *Flood frequency analysis* (pp. 1-21, 53-72). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Salvadori, G., & De Michele, C. (2004). Frequency analysis via copulas: Theoretical aspects and applications to hydrological events. *Water Resources Research*, 40(W12511), 1-17. DOI: 10.1029/2004WR003133

- Salvadori, G., & De Michele, C. (2013). Multivariate extreme value methods. In: AghaKouchak, A., Easterling, D., Hsu, K., Schubert, S., & Sorooshian, S. (eds.). *Extremes in a changing climate* (pp. 115-162). London, UK: Springer.
- Salvadori, G., De Michele, C., Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2007). Appendix B. Dependence. Appendix C: Families of Copulas (pp. 219-232, 233-269). In: *Extremes in nature. An approach using Copulas*. 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.
- Sklar, A. (1959). Functions de repartition à n dimensions et leur marges. *Publications de l'Institut de statistique de l'Université de Paris*, 8, 229-231.
- Sraj, M., Bezak, N., & Brilly, M. (2015). Bivariate flood frequency analysis using the copula function. A case study of the Litija station on the Sava River. *Hydrological Processes*, 29(2), 225-238. DOI: 10.1002/hyp.10145
- Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.) (pp. 76.1-76.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Stegun, I. A. (1972). Chapter 27. Miscellaneous functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of Mathematical Functions* (pp. 997-1010). 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* (2nd ed.). (pp. 78.1-78.10). 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
- 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
- WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow frequency* (revised edition) (Bulletin #17A) Hydrology Committee. Washington, DC, USA: Water Resources Council.
- Xiao, Y., Guo, S., Liu, P., & Fang, B. (2008). A new design flood hydrograph method based on bivariate joint distribution. In: *Hydrological sciences for managing water resources in the Asian developing world* (pp. 75-82). UK: IAHS Publication.
- Yue, S. (1999). Applying bivariate Normal distribution to flood frequency analysis. *Water International*, 24(3), 248-254.
- Yue, S., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B., Legendre, P., & Bruneau, P. (1999). The Gumbel mixed model for flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 226(1-2), 88-100.

- Yue, S. (2000). 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., & 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
- Yue, S., & Hashino, M. (2007). Probability distribution of annual, seasonal and monthly precipitation in Japan. *Hydrological Sciences Journal*, 52(5), 863-877. DOI: 10.1623/hysj.52.5.863
- Yue, S., & Wang, C. Y. (2004). A comparison of two bivariate extreme value distributions. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 18(2), 61-66. DOI. 10.1007/s00477-003-0124-x
- 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. (2007). Trivariate flood frequency analysis using the Gumbel-Hougaard Copula. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 431-439. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(431)
- Zhang, L., & Singh, V. P. (2019). Chapter 3. Copulas and their properties. Chapter 11. Flood frequency analysis. In: *Copulas and their applications in water resources engineering* (pp. 62-122, 396-440). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-02

Artículos

**Pluralismo jurídico y abastecimiento de agua para uso
doméstico en la localidad Kilómetro 30, Acapulco,
México**

**Legal pluralism and domestic water supply in locality
Kilómetro 30, Acapulco, Mexico**

Raúl Torres-Rico¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6965-4203>

Erick Alfonso Galán-Castro², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1946-3921>

Francisco Javier Peña-de-Paz³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8453-2570>

América Libertad Rodríguez-Herrera⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4145-3300>

José Luis Rosas-Acevedo⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2744-7454>

Héctor Becerril-Miranda⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5794-5740>

¹Universidad Autónoma de Guerrero, Acapulco de Juárez, Guerrero, México, torresjrr1@gmail.com

²Programa Investigadoras e Investigadores por México, Conahcyt, Xalapa, Veracruz, México, erick.galan@conacyt.mx

³El Colegio de San Luis, San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, frape@colsan.edu.mx

⁴Universidad Autónoma de Guerrero, Acapulco de Juárez, Guerrero, México, amerodriguez@gmail.com

⁵Centro de Ciencias de Desarrollo Regional, Universidad Autónoma de Guerrero, Acapulco de Juárez, Guerrero, México, jlrosas@uagro.mx

⁶Conacyt-Universidad Autónoma de Guerrero, Acapulco de Juárez, Guerrero, México, hbecerrilmi@uagro.mx

Autor para correspondencia: Erick Alfonso Galán-Castro, erick.galan@conahcyt.mx

Resumen

El presente trabajo, como estudio de caso, expone problemáticas situadas de carácter hídrico en la localidad Kilómetro 30, ubicada en la zona rural del municipio de Acapulco, Guerrero, México. Más que pretender proponer soluciones a partir de agendas ambientales estandarizadas internacionales, este documento resalta las relaciones de poder y formas de gobierno que emergen ante escenarios críticos de abastecimiento de agua, así como la asimetría en la gobernanza de dicho recurso. Se tiene como objetivo analizar las prácticas de gestión de agua para uso doméstico bajo la óptica de un enfoque sociocultural de las relaciones sociedad-Estado. Para ello, se emplea metodología cualitativa, que

involucra al mismo tiempo observaciones de tipo etnográfico y entrevistas a profundidad que siguen el modelo de mapeo de actores involucrados en políticas ambientales: actores institucionalizados estatales, institucionalizados no estatales y no institucionalizados. Se concluye que las prácticas como acciones, discursos, reglas y recursos que se ponen en juego en el marco de relaciones históricas de violencia política y social se encuentran en el punto marginal entre lo legal y lo ilegal, moviéndose libremente entre ambas dimensiones mientras esto permita la sobrevivencia en condiciones socioambientales hostiles.

Palabras clave: prácticas sociales, política ambiental, cogestión.

Abstract

This paper, as a case study, exposes situated water issues in the locality Kilómetro 30, located in the rural area of the municipality of Acapulco, Guerrero, Mexico. Rather than proposing solutions based on international standardized environmental agendas, this paper highlights the power relations and forms of governability that emerge in critical water supply scenarios as well as the asymmetry in the governance of this resource. It aims to analyze domestic water management practices through the lens of a socio-cultural approach to society-state relations. To this end, qualitative methodology is employed, involving both ethnographic observations and in-depth interviews that follow the model of mapping actors involved in environmental policies: state institutionalized, non-state institutionalized and non-institutionalized actors. It is concluded that practices such as actions, discourses, rules and resources that are put into play in the framework of historical relations of political and social

violence are at the marginal point between the legal and the illegal, moving freely between both dimensions as long as this allows for survival in hostile socio-environmental conditions.

Keywords: Social practices, environmental policy, co-management.

Recibido: 10/06/2021

Aceptado: 11/07/2022

Publicado online: 25/07/2022

Introducción

De manera general, la cotidianidad hídrica de los habitantes de Kilómetro 30 está situada en la intersección de marginalidad, política pública ambiental que ha facilitado el surgimiento y agravamiento de conflictos territoriales, así como de entornos adversos y daño ecológico. Los habitantes se abastecen mayormente a partir de la extracción y distribución de agua que realiza la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Acapulco (CAPAMA) sobre el río de La sabana sobre la cual está asentada la comunidad, así como también de pozos artesianos de algunos pobladores. Aunque pudiera pensarse de manera intuitiva que la cercanía a una fuente hídrica como la del citado río sería suficiente para lograr una óptima distribución de agua entre los habitantes de la comunidad, ésta se ve atravesada por una escasez del vital líquido que tiene formas diversas como paliativo: dinámicas de pipas proporcionadas por el gobierno municipal, acarreo, comités comunitarios de agua potable,

prácticas domésticas *in situ*, y un creciente negocio de venta de agua por parte de particulares en un proceso que involucra extracción de agua desregulada y la reventa del vital líquido. Lo anterior supone una presencia selectiva del Estado como garante de agua potable, al igual que una gestión del agua que es excluyente tanto en la diferenciación que el gobierno municipal hace con respecto a otras localidades del estado como en las prácticas comunitarias que se originan al interior de la misma localidad.

El presente documento, bajo la óptica de un enfoque sociocultural de las relaciones sociedad-Estado, tiene como objetivo analizar las prácticas de gestión de agua para uso doméstico en la localidad de Kilómetro 30, ubicada en la zona rural del municipio de Acapulco, Guerrero, México. Dichas prácticas de gestión hídrica se han construido a partir de un proceso histórico que ha involucrado la consolidación de expectativas, acciones y asignaciones de sentido emergentes en espacios de alta conflictividad política y social. Tales prácticas de gestión se desarrollan a partir de un proceso donde se entrecruzan las normas legales, las políticas y las formas de incidencia estatal con otros mecanismos, como la gestión comunitaria de fuentes hídricas y la incursión de actores empresariales no legales en la distribución del agua. Esta situación de *pluralismo jurídico* (Santos, 2018) no solo evidencia gran complejidad del vínculo comunitario en el área de estudio, sino que se manifiesta en el marco de una creciente degradación ambiental del ecosistema ribereño río de La Sabana, donde se asienta esta comunidad.

Hay que mencionar que más que ahondar en el marco legal y normativo de las instituciones y dependencias encargadas de la satisfacción de la necesidad básica de acceso al vital líquido, esta

investigación dimensiona una realidad local en contraparte del ideal discursivo de una política hídrica nacional —sustrato de los reglamentos estatales y municipales— que en sus principios elementales apunta a una *sustentabilidad* responsabilidad del Estado y la sociedad, cuya base es la gestión integrada de los recursos hídricos y que privilegia la acción directa y las decisiones por parte de los actores locales y por cuenca hidrológica. Asimismo, se da pie a una reflexión profunda referente a las formas de expresión territorial que toman los derechos dictados en el artículo cuarto de la Constitución de los Estados Unidos Mexicanos en sus párrafos quinto y sexto:

“Toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible. El Estado garantizará este derecho y la ley definirá las bases, apoyos y modalidades para el acceso y uso equitativo y sustentable de los recursos hídricos, estableciendo la participación de la Federación, las entidades federativas y los municipios, así como la participación de la ciudadanía para la consecución de dichos fines.

Toda persona tiene derecho a un medio ambiente sano para su desarrollo y bienestar. El Estado garantizará el respeto a este derecho. El daño y deterioro ambiental generará responsabilidad para quien lo provoque en términos de lo dispuesto por la ley.”

La propuesta metodológica para este estudio fue de corte cualitativo, que involucra al mismo tiempo observaciones sobre el terreno de tipo etnográfico y entrevistas a profundidad a 18 actores que siguen el modelo de mapeo de actores involucrados en políticas ambientales de Gudynas (2001): actores institucionalizados estatales, institucionalizados no estatales y no institucionalizados. En un primer momento, se hace una breve definición del enfoque teórico que se manejó en el presente estudio. Luego, se detalla la metodología con la cual se hizo la recogida de la información y el análisis de la misma. En un apartado siguiente se exponen los resultados que se encontraron en relación con el análisis de los testimonios y las observaciones sobre terreno, y al final se plantean algunas reflexiones a modo de conclusión.

Enfoque sociocultural de las relaciones sociedad-Estado: base para la comprensión de las prácticas de gestión hídrica en Kilómetro 30

Cuando se habla de un enfoque sociocultural de las relaciones sociedad-Estado nos situamos entre los ejes teóricos de la antropología del Estado (Das & Poole, 2008; Migdal, 2011; Abrams, 2015; Gupta, 2015), y los enfoques orientados a la reconstrucción histórica de las relaciones de violencia (Misse, 2010). Las prácticas como acciones, discursos, reglas y recursos que se ponen en juego en el marco de relaciones históricas de violencia política y social están en el punto marginal entre lo legal y lo ilegal, moviéndose libremente entre ambas dimensiones mientras esto permita la sobrevivencia en condiciones socioambientales hostiles.

Paralelamente, se genera una coexistencia entre la búsqueda de soluciones institucionales otorgadas por el Estado y las tensiones entre actores ciudadanos y gubernamentales por la implementación local de dichas acciones. En tal sentido, se aborda la problemática de las prácticas de gestión hídrica para uso doméstico en dos dimensiones de análisis: diacrónica y sincrónica.

La dimensión diacrónica supone la evolución sociopolítica de las expectativas y acciones en cuanto a la gestión del recurso hídrico. El concepto de *acumulación social de la violencia* de Michel Misse es muy ilustrativo del alcance que se pretende dar desde ese punto de vista. Este autor toma como ejemplo los procesos de violencia social y política en zonas de alta marginación de Río de Janeiro, Brasil, considerándolos como un círculo vicioso de factores que se retroalimentan de forma acumulativa a partir de la resolución de conflictos mediante la violencia (Misse, 2010: 21). Si bien el estudio de Misse refiere problemáticas como la violencia por arma de fuego entre grupos criminales y la policía, el fondo de sus reflexiones tiene que ver con el recurso de la violencia para resolver disputas o generar acuerdos, lo cual nos parece relevante en el caso de la gestión de recursos hídricos en Kilómetro 30. Si se sigue la lógica argumental de Misse, el proceso constitutivo de la acumulación social de la violencia se da en el marco de la constitución de *mercados ilegales*: 1) la emergencia histórica de oferentes de mercancías no reguladas, y 2) el aumento de la oferta de *mercancías políticas*. Esto es, se trata de un análisis que busca dar pistas para una reconstrucción de condiciones en las que la legalidad estatal ya no logra su cometido de regular la vida y las relaciones cotidianas, emergiendo condiciones de *pluralismo jurídico*; es decir, una constelación de diversas legalidades (o ilegalidades) que

operan en escalas locales, globales y nacionales (Santos, 2018: 196) y que finalmente expresan una acumulación de violencia de carácter ecocéntrico.

El enfoque de análisis sincrónico hace hincapié en que las prácticas como los discursos y las estrategias utilizadas para la gestión de los recursos hídricos se presentan en el marco de tensiones de carácter socioambiental; de igual manera, éstas pueden darse en la forma de legalidades estatales estructuradas mediante normas, reglas operativas, decisiones hechas por mandos burocráticos y llevadas a cabo por funcionarios *a nivel de calle*, que permiten un cierto grado de distribución del recurso hídrico. Sin embargo, en paralelo a esta forma de gestionar los recursos hídricos se dan otras prácticas que van desde una *gestión comunitaria del agua* —organización de los actores locales en comités comunitarios para la extracción de agua en fuentes subterráneas, implementación de infraestructura autoconstruida como mangueras de plástico o bombas elaboradas de manera improvisada por los vecinos de la localidad— hasta la presencia de actores que ofrecen sus servicios de venta de agua transportada por medio de camionetas. En este sentido, es pertinente hablar sobre condiciones como la construcción de la acción estatal por fuera de la legalidad del Estado mismo (Migdal, 2011; Gupta, 2015), una noción de márgenes del Estado, donde los límites geográficos y procedimentales del gobierno generan la emergencia de formas diferenciadas de gestión estatal (Das & Poole, 2008), reflexiones que pueden ser aplicables al empleo de recursos hídricos.

Bajo la óptica expuesta, las prácticas sociales en cuanto al abastecimiento de agua se analizan desde una perspectiva de justicia social. En este sentido, se trata de dar luz a determinantes estructurales

a nivel local enmarcadas en un análisis integral de la problemática del vital líquido y que de acuerdo con Isch (2012) originan deudas ecológicas entre sectores poderosos que en un proceso de acumulación tienen con aquellos que se ven despojados del acceso a los recursos hídricos, mismas que se dan tanto en el ámbito de las relaciones internacionales sur-norte como al interior de los propios países.

La complejidad que supone el abordaje de la problemática del agua en este caso obliga a distinguir campos de acción —macro y micro contextos— transversales entre sí. El macro contexto abordado en esta investigación lo constituye el campo de la política ambiental de Estado; acorde con Merlinsky, Montero, Spadoni y Tobías (2014), toda política ambiental se concibe como una política distributiva, porque sus instituciones y regulaciones, en su establecimiento u omisión, facilitan el acceso preferencial de algunos actores a los recursos naturales, al tiempo que limitan el de otros. Esta política ambiental se desagrega en gestión ambiental, en concreto en la gestión del agua, y finalmente en los micro contextos gestión pública, privada y comunitaria; éstos, a su vez, están enmarcados por problemáticas relacionadas con el tratamiento de aguas residuales y el desabasto continuo de agua potable en el municipio de Acapulco (El Sol de Acapulco, 2018; La Jornada, 2019; Bajo Palabra Noticias, 2021); violencia a nivel regional y local (Illades, 2000; Galán-Castro, 2020; Galán-Castro, 2021), y degradación ambiental, yuxtapuesta con los conflictos sociales (González & Gordillo, 2004; Rodríguez *et al.*, 2013; Rodríguez, Ruz, & Juárez, 2009).

Metodología

La localidad Kilómetro 30 tiene su origen histórico en la construcción en México de la Carretera Federal 95 (CDMX-Acapulco) en 1927, a partir de un campamento que fue absorbiendo las rancherías vecinas, lo que dio pie al poblado en 1929; recibe su nombre por encontrarse exactamente a 30 kilómetros del puerto de Acapulco (Figura 1). Esta localidad es catalogada por Sedesol (2013) como urbana, junto con las ciudades de Acapulco, Amatillo, San Pedro Las Playas, Xaltianguis y Tres Palos. Está situada al borde del río de La Sabana, en la subcuenca media del mismo nombre, a una altura promedio de 230 msnm. De acuerdo con INEGI (2015), su población se estima en 6 561 habitantes. De su población total, un 40 % se trata de profesionistas; un 15 % se dedica al comercio; el 10 % al campo, y un 35 % a trabajar en empresas del puerto de Acapulco; 3 512 habitantes tienen acceso al Seguro Social. El 2.06 % de la población es indígena, y el 0.90 % de los habitantes habla una lengua indígena y presenta condiciones socioambientales desde la marginación (59.4 % de viviendas habitadas no cuenta con servicio de agua entubada y un 17.4 % no tiene drenaje).

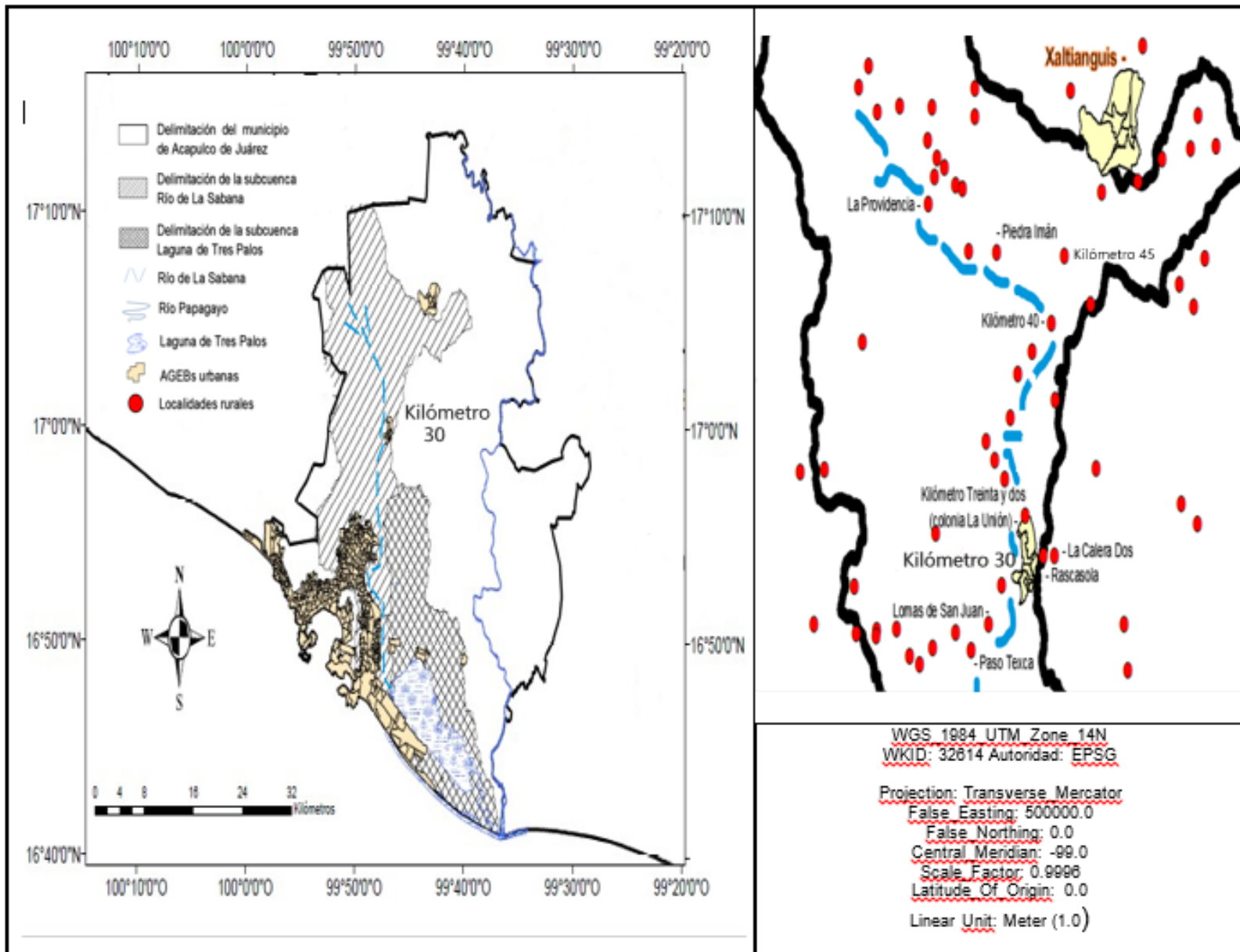


Figura 1. Ubicación de la localidad Kilómetro 30.

En el ecosistema fluvial confluyen problemáticas diversas, como tiraderos a cielo abierto sobre el cauce del río (Sampedro, Juárez, González, Reyes, & Torres, 2011); mala calidad del agua, que impacta en

la salud de los habitantes de la subcuenca (Olivier, Matías, Rodríguez, Valera, & López, 2017), y pérdida de biodiversidad (Niño & Rodríguez, 2010). Por otro lado, según De Mauleón (2016), la localidad se considera como enclave importante en la distribución de narcóticos dentro de la región. Ante estas condiciones, cabe cuestionarse acerca del proceso de configuración de las prácticas que los habitantes de la localidad Kilómetro 30 experimentan para abastecerse de agua en un contexto de alta violencia social.

Métodos

Para identificar el proceso de construcción espacio temporal de la dinámica hídrica de la localidad Kilómetro 30 se realizaron durante el periodo marzo de 2019 a abril de 2020 un total de 18 entrevistas semiestructuradas, es decir, una conversación con actores clave en la problemática de investigación, pautada por el entrevistador a partir de un guion de preguntas previamente elaborado, con el propósito de favorecer la producción de un discurso conversacional, continuo y con una cierta línea argumental que permitiera obtener información relacionada con el tema de investigación abordado (Merlinsky, 2006: 30). En el mapeo de actores con los que se construyó la información del presente trabajo se siguió un modelo para identificar actores clave en la construcción de políticas públicas ambientales: institucionalizado estatal, institucionalizado no estatal y no institucionalizado (Gudynas, 2001) (Tabla 1).

Tabla 1. Mapeo de actores.

I	Ámbito de acción	Actores
I1	Institucionalizado estatal	Empleado de campo CAPAMA —bombeo— Kilómetro 30
I2		Empleado de campo CAPAMA —mantenimiento— Kilómetro 30
I3		Exdirector de Control Presupuestal del municipio de Acapulco
I4		Exdirector de CAPAMA
I5		Directivo de preparatoria popular de Kilómetro 30
I6		Profesora de preparatoria popular de Kilómetro 30
I7		Comisario municipal de Kilómetro 30
I8		Comisario ejidal de Kilómetro 30
I9		Excomisario ejidal de Kilómetro 30
I10	Institucionalizado no estatal	Expresidente del Comité de Cuenca Río de La Sabana-Laguna de Tres Palos
I11		Presidente del Consejo de Cuenca de Guerrero
I12		Expárroco de Kilómetro 30; actual párroco de La Sabana
I13	No institucionalizado	Presidente de grupo ambientalista local LETMA
I14		Vocal CAPC
I15		Vecina de la colonia Guadalupe Victoria, Kilómetro 30
I16		Vecina de la colonia Centro, Kilómetro 30
I17		Vecina de la localidad Kilómetro 40
I18		"Propietario" de manantiales, Kilómetro 30

Como forma operativa de la discusión teórica-metodológica de esta investigación, se propusieron los siguientes ejes analíticos que reflejan las prácticas de gestión hídrica local surgidas a partir del análisis de la información recabada: *política ambiental*, como el conjunto de decisiones y acciones que emprenden los gobiernos para enfrentar la cuestión ambiental de los países; en tanto política pública emanada desde ahí, es un proceso que se inicia cuando un gobierno o un directivo público detecta la existencia de un problema que por su importancia es incorporado a la agenda gubernamental y que culmina con la evaluación de los resultados obtenidos por las acciones emprendidas, a fin de eliminar, mitigar o variar ese problema (Del Valle-Díaz, 2006). Se vinculan a la política ambiental los conceptos de *gestión ambiental*, entendida como intervención planificada del Estado, los empresarios, la sociedad civil, los gestores o ambientalistas y especialistas, en aras de la resolución de un conflicto ambiental generado por el hombre y frente al cual se debe disponer de una serie de actividades y recursos humanos, técnicos y financieros (Muriel, 2006); y *gestión del agua*, concebida como la distribución colectiva de recursos para alcanzar objetivos específicos, implica el control de la oferta, distribución, uso y disposición del agua, e involucra insumos, costos y beneficios distribuidos entre un número de actores (Soares, Vargas, & Nuño, 2008). *Lo político*, de acuerdo con Laclau (2002), se considera como un momento de desborde o desarticulación de la política (campo tradicional de las instituciones políticas), como la institución de lo social a partir del choque entre fuerzas antagónicas. *Degradación socioambiental* como la conjunción de daño ecológico, es decir, acciones antrópicas que afectan al medio natural, a sus componentes y sus interacciones (Litman & Lambrechts, 1992); los

conflictos socioambientales derivados (resistencias, oposiciones, propuestas y respuestas que solo se comprenden en el *continuum* sociedad-naturaleza) (Paz, 2012), y la disminución de la calidad de vida consecuente a dichos desequilibrios.

La información se analizó mediante un proceso de diálogo teórico, lo cual supone la interpretación de las experiencias, discursos o relatos de los actores como elementos teóricos de los cuales se pueden ampliar las propuestas teórico-conceptuales hechas, a su vez, por otros investigadores especializados en el tema (Coffey & Atkinson, 2003; Kvale, 2011). A grandes rasgos, la recolección de los datos cualitativos se hizo a partir de la observación y las entrevistas; el proceso de generación de información, así como la interpretación y análisis teórico surgen mediante el diálogo entre los(as) autores(as) y de una consulta a los actores entrevistados en una segunda vuelta a campo para redimensionar las interpretaciones. Por último, para sistematizar datos, se recurrió al *software* de análisis cualitativo ATLAS.TI, versión 7.

Resultados

El análisis de las entrevistas distingue tres apartados: 1) la panorámica histórica de la dinámica hídrica, dando pie a la realización de las 2) prácticas sociales asociadas con el abastecimiento de agua y 3) correlatos que hacen referencia a la degradación del sistema fluvial.

Panorámica histórica de la dinámica hídrica en Kilómetro 30

El proceso de gestión hídrica, en particular para uso doméstico, está articulado por diversos aspectos: el carácter de cuenca con la complejidad que suponen las interrelaciones entre las localidades asentadas sobre el río principal; la diferenciación socioeconómica que presentan estas localidades, y la violencia social y política históricamente construida que existe en Guerrero. Lo anterior da oportunidad a que el espacio geográfico esté permeado de incertidumbre, actos legítimos, pero ilegales, y corrupción; con ello disminuye el recurso de participación ciudadana como contrapeso estatal. En este horizonte se observa que la problemática conjuga circunstancias superficiales del río/ribera y la extracción de agua subterránea; incumplimiento de leyes u omisión de éstas por parte de las dependencias de gobierno; prácticas paternalistas y clientelismo; ausencia de una reflexión colectiva de bienestar; propuestas de incidencia que reproducen un esquema de privilegios de clase, y una exclusión de las formas de organización comunitaria en la implementación de una gobernanza del agua en la región (Informantes I8, I9, I12). Informantes hablan de la creación de represas en zonas altas (comunidad La Providencia) de la subcuenca, que impiden el flujo normal del agua en el río; de deficiencias en la provisión de agua entubada a domicilios particulares dentro de la región rural de municipio de Acapulco por parte del Órgano Operador Municipal (en adelante, OO, o CAPAMA), y de la descarga no regulada de aguas residuales y de residuos sólidos al caudal del río (Informante I12).

Teóricamente, esta panorámica disposicional entrelaza lo que autores denominan *acumulación social de violencia* (Misse, 2010) y los márgenes del Estado (Das & Poole, 2008). Misse (2010) refiere a una *acumulación social de violencia* para la resolución de conflictos, la cual se retroalimenta de forma bidimensional: acumulación de redes criminales y aumento de *mercancías políticas*, que propicia uniones entre mercados informales ilegales.

Los actores, en relación con dicha acumulación social de la violencia, mencionan que el problema se ha venido constituyendo a partir de la creación misma de CAPAMA a principios de la década de 1980, y se ha hecho cada vez más grande conforme han pasado las administraciones (Informante I3). Se denuncian actos de corrupción; opacidad en el manejo financiero del órgano operador; constante endeudamiento; inflación de la nómina institucional por motivos políticos, y poca o nula atención a sectores rurales del municipio de Acapulco (I3, I10, I11, I18). Pero los actores no solo señalan al órgano operador como única fuente de ilegalidad, sino que a raíz de la ausencia de CAPAMA en dichas regiones rurales —entre las que se encuentra la propia comunidad de Kilómetro 30— se han dado problemas como la construcción de represas en zonas altas de la subcuenca, concretamente en la localidad de La Providencia y extracción de recurso hídrico en fuentes subterráneas no registradas ante la Comisión Nacional del Agua (Conagua); como consecuencia de la denuncia de algunos pobladores del lugar, se han dado amenazas y asesinatos en la región, llevados a cabo, de acuerdo con los propios informantes, por grupos del crimen organizado (Informantes I9, I10, I17). Se habla, de manera concreta, de *huachicoleros* del agua que surten todas las comunidades rurales cercanas a Kilómetro 30 mediante la venta

de vital líquido en contenedores transportados en camionetas (Informante I10).

Las comunidades no pertenecientes a la zona urbana de Acapulco, como lo es Kilómetro 30, son al mismo tiempo sitios en donde la naturaleza puede ser imaginada como salvaje y descontrolada, y espacios donde el gobierno está constantemente redefiniendo sus modos de dominar y legislar. Son sitios en los que la implementación de leyes y otras prácticas estatales de gobierno son colonizadas por otras formas de regulación que emanan de las necesidades apremiantes de las poblaciones, a fin de asegurar la supervivencia política y económica. Se pueden entender como periferia en donde están contenidas aquellas personas que se consideran insuficientemente socializadas en los marcos de la ley.

Asimismo, un segundo enfoque analítico de las prácticas de gestión hídrica en la comunidad gira en torno a los temas de lo que Das y Poole denominan márgenes por legibilidad e ilegibilidad de la ley. En esta lógica, el Estado está constantemente siendo experimentado y deconstruido mediante la ilegibilidad de sus propias prácticas, documentos y palabras (Das & Poole, 2008).

Ante lo expuesto, es posible entender lo narrado por algunos informantes en relación con el subregistro de pozos de agua ante Conagua, en la medida que consideran una injusticia para los habitantes de la comunidad que un espacio desatendido tanto por CAPAMA como por las autoridades de los tres órdenes de gobierno deban registrar sus tomas de agua y, al mismo tiempo, pagar impuestos por ello (Informantes I17, I18). Es, desde su lógica, un doble proceso extractivo: no pueden gestionar recursos hídricos localizados en su territorio comunitario, y al

mismo tiempo deben pagar a una instancia externa a la comunidad por su uso. Esto se agrava por las condiciones de pobreza y marginación en las que viven muchos de los habitantes de la zona, dependientes de su relación con la zona metropolitana de Acapulco y sus actividades turísticas.

Complementario a lo ya mencionado, hay referencia en el testimonio de los actores sobre la emergencia de reglas no escritas dentro de la comunidad para su propia regulación jurídica (I5), al igual que sanciones internas por parte de grupos locales de autodefensa (I7, I12, I17 y I18). I12, por su parte, menciona una delimitación territorial sobre la subcuenca del río de La Sabana, en sus partes media y alta, en función de la influencia de los grupos locales sobre el espacio geográfico: Paso Texca-La Providencia, controlado por el Kilómetro 30, y Kilómetro 45-Xaltianguis, controlado por un grupo con pertenencia a esta última localidad; ello corroborado por el informante I17. Existe también una noción de competencia y confrontación entre ambas localidades, que van desde el grado de desarrollo (en función de infraestructura y dotación de servicios básicos) hasta tensiones por el dominio total del territorio en disputa (I5 y I16). Lo anterior puede estar relacionado, de acuerdo con Galán-Castro (2020), con dos fenómenos importantes: 1) la existencia en estos espacios de una lógica de *gobierno privado indirecto*, en el que los grupos que cuentan con el poder gubernamental de la metrópoli logran el control del descontento a partir de la alianza con actores de tipo privado, amenazando las disidencias locales al orden ya establecido (Mbembe, 2011); y 2) la emergencia de "órdenes comunitarios de regulación de seguridad", es decir, formas desde las cuales las comunidades reaccionan

ante el embate de actores criminales, constituyendo formas de autodefensión en espacios de exclusión y violencia (Fuentes, 2019).

Cabe destacar también que pese a las políticas y paradigmas científicos respecto a la gestión del agua, las disposiciones continúan reproduciendo prácticas ambientales de exclusión y marginación. I11 refiere una poca/nula participación de los CAPC con el Consejo de Cuenca de Guerrero; en cuanto a los SAPI, en caso intervención de CAPAMA —ya sea con infraestructura o asesoramiento—, el I4 menciona que por lo general terminan siendo una carga para la paraestatal.

Narrativa de las prácticas en contextos específicos de gestión

Sobre el surgimiento de las gestiones, se tienen dos eventos relevantes. En primer lugar, un parteaguas en la historia —y en consecuencia en el sentido de las prácticas— de la localidad: la adecuación de la carretera federal Acapulco-México (1927) para dar paso al megaproyecto turístico Puerto de Acapulco (1950). Esto genera una nueva configuración en la comunidad con respecto al cauce del río y en las prácticas asociadas con este cuerpo de agua, crecimiento demográfico y, como resultado, mayor demanda del vital líquido. Otro suceso fue la posesión gubernamental del borbollón central (lugar de erupción de agua hacia la superficie y del cual los pobladores accedían al vital líquido) para dar inicio a la gestión estatal y posteriormente municipal en la localidad, a fin de proporcionar el servicio de agua entubada y potable. Los informantes, en especial los de mayor edad en la comunidad, percibieron esos cambios no solo en el crecimiento de la comunidad misma, sino en el aumento de la escasez de

agua para consumo doméstico, el gradual uso de fuentes subterráneas, y diversidad de mecanismos para el acceso y distribución de agua a las casas (I9, I14, I15, I16).

La irregularidad del terreno en la zona, aunada al crecimiento poblacional y al crecimiento de la demanda de vital líquido, hizo inviable con los años la maquinaria construida por el gobierno municipal para la distribución de agua a las casas, por lo que pronto se tuvo que recurrir a la búsqueda de otros manantiales subterráneos en el territorio comunitario, los cuales eran gestionados de modo comunal. Resaltan de manera particular los testimonios de la toma comunitaria de la Colonia Guadalupe Victoria (*el tanque de La Guadalupe*, según la informante I15), que surge ante lo que denuncian como una exclusión por parte de CAPAMA en la distribución de agua a las zonas altas de Kilómetro 30, y que, de acuerdo con los mismos informantes, la paramunicipal argumentó en relación con la falta de factibilidad técnica para construir infraestructura *ex profeso*.

Los entrevistados dan cuenta de que durante la temporada de estiaje experimentan las siguientes prácticas: distribución por tandeo tanto en la distribución que hace CAPAMA como en la que se realiza por parte de los comités comunitarios; compra de agua o captación de agua superficial *in situ*; también se abastecen con pipas proporcionadas por el gobierno mediante pozos en la ribera o la extraen agua de pozas o manantiales en las partes altas (I7, I14). Pero, si todo esto falla, recurren a la “compra de Rotoplas de agua”, es decir, a la adquisición de vital líquido mediante particulares que la extraen de tomas no registradas, la transportan en camionetas y llenan depósitos de agua domésticos (tinacos, aljibes, etc.) mediante bombeo (I7, I14). Antes de que se ofreciera este servicio, los

misimos habitantes acarreaban agua con cubetas de los manantiales más cercanos a su domicilio, usándola para lavado de trastes, uso sanitario y lavado de ropa; en la actualidad aún hay personas que recurren a esta forma de transporte de agua cuando no tienen los recursos para la compra de Rotoplas (I14).

Se observan, de igual manera, prácticas donde los pobladores hacen uso de la infraestructura hidráulica del municipio sin la autorización oficial de la dependencia gubernamental —pero con conocimiento de ello—, para la gestión de tomas comunitarias con apoyo de políticos (regidores, diputados, síndicos), a fin de cubrir en la medida de lo posible la demanda de agua, sobre todo en las partes altas de la localidad donde CAPAMA no proporciona el servicio, así como cooperación entre los empleados municipales y los miembros de los comités comunitarios para resolver problemas, en especial de carácter técnico (I5, I6, I9). Es decir, piden a trabajadores de CAPAMA con experiencia en instalación de tomas domésticas que hagan una conexión sin medidor mediante tubería galvanizada o de plástico (mangueras) (I9), o llegan a conectar a la red de distribución de la paramunicipal maquinaria que extrae agua de los pozos comunitarios y la distribuye por dicha red (I6 e I5).

La ubicación estratégica que tiene la localidad —al estar asentada al borde del río principal de la subcuenca y sobre mantos acuíferos— se expresa actualmente en acaparamiento y en un mercado hídrico. Esta venta del agua genera los mismos resultados que cualquier otra relación mercantil: competencia, mayor producción (en este caso, extracción) y, sobre todo, empresarios ganadores y su contraparte: consumidores que cada vez menos pueden pagar el precio del vital líquido.

I9 e I18 presentan un paisaje de la demanda y oferta hídrica que se vive durante la temporada de escasez, y que merecen ser citados de manera directa por la riqueza de su descripción:

“[...] todos los que tienen su terrenito por ahí tienen su pozo de agua y dan mucha agua esos pozos... entonces casi la gente de allá, de allá, acarrea y a veces con el tiempo de crisis pues que la gente anda a la carrera con el acarreo de agua, pues los carros hacen cola a veces hasta... fila de carros *pá* llenar... entonces otros se van para otro lado; hay otros pozos de agua, pero *pá* allá... hay unos que van a llenar ahí rumbo... como si fueran a Ejido... como a 2, 3 kilómetros por allá hay otros pozos... unos llenan allá... otros se van para arriba; ese de arriba no sé exactamente a donde vayan a llenar, pero a veces veo que pues vienen de *pa'* arriba...”.

“Ahorita empiezan (a venir los *camioneteros*)... creo que la semana pasada empezaron ya a venir muy poquitas, pero eso son muestras de que ... de por sí el río lo vemos... que está secándose... casi está seco ya... y luego con las venidas de las camionetas, ya empiezan a venir... de tres viajes, cuatro viajes... ayer me eché cinco viajes.... ahorita ya llevo tres viajes para servicio local de los 30 y dos viajes han venido camionetas del relleno sanitario... del libramiento (Paso Texca).”.

Por otra parte, las críticas más fuertes a CAPAMA no son por el sistema de tandeo en sí mismo, sino porque se han presentado aumentos de precios sin aparente justificación y, sobre todo, lo más agravante: el pago por un servicio que no se proporciona. Más allá de lo anterior, existe además renuencia por parte de la comunidad hacia la gestión pública municipal, que se vincula con la percepción de pérdida del bien común (I6, I14). Los mismos trabajadores del órgano operador paramunicipal, en testimonios dentro de las entrevistas, afirman dichas deficiencias en la distribución (I1, I2).

En cuanto a los mecanismos internos de sanción, es de destacar la visible diferenciación que existe entre la gestión municipal y la comunitaria. Por una parte, los operadores de campo de CAPAMA no están facultados para ello o, en caso de que se requiera la presentación de personal autorizado para sancionar o mediar algún conflicto, se observan desacuerdos vecinales. En el caso de los comités comunitarios, no tienen apoyo ni supervisión institucional y, en consecuencia, se ven en la necesidad de consensuar reglas de operación en beneficio colectivo, distinguiéndose dos mecanismos: el trabajo comunitario y la cooperación económica (I14). En cuanto a las sanciones más allá de la dinámica interna, existe confusión, negligencia y omisión por parte de las dependencias gubernamentales (I2); esto, a su vez, da oportunidad al surgimiento de gobiernos locales que pueden marcar las pautas en cuanto a justicia, y que abarcan no solamente aspectos de contaminación del río o daño de infraestructura, sino que se extienden a otros ámbitos.

Cabe destacar que se distinguen, al igual que en las sanciones, dos niveles en la problemática ambiental: uno interno, propio de las gestiones

que tiene que ver con desperfectos en la infraestructura, y otro que trasciende este campo: el del deterioro del río y ribera. En el primer caso se tiene que los problemas menores se atienden por el personal de CAPAMA o por vecinos con alguna experiencia; cuando son problemáticas mayores requieren de apoyo del personal del puerto de Acapulco en el caso de la paramunicipal (I2). En los CAPC, los beneficiarios de la toma de agua hacen labores constantes de prevención, y en casos de surgir conflictos hacen lo posible por arreglarlo en prontitud (I6, I8). Respecto a este punto, I6 menciona en un extracto de entrevista lo siguiente:

“También (los miembros del comité anterior) hicieron mal uso del campo, porque donde está el tanque de agua hay un lugar, un área verde, pues, muy bonita, porque hay árboles para que le den sombra al pozo y no se seque; esa es la idea de que el agua siga brotando por los árboles que están ahí. Entonces, el comité pasado lo que hizo fue cortarlos, cortar algunas partes y echar líquido para que murieran las plantitas que estaban alrededor; ahorita lo que volvieron a hacer (los del nuevo comité) es llevar árboles frutales para sembrarlos en esa área y volver a haber un poquito más de agua.”.

A pesar de los acuerdos vecinales implícitos ante contingencias, cuando las crisis son mayores o extendidas, los pobladores dejan ver signos de tensión expresados en sentimientos como resignación o enojo

(I6, I13). Existen también problemáticas propias de la mercantilización del agua que no pasan hasta el momento de roces o tensiones entre los involucrados en la extracción y venta. En referencia a lo anterior, I18 hace una narración muy relevante en torno a tal punto:

“[...] sí se desesperan los *camioneteros*; se desesperan y me quieren acosar a mí, que me apure, pero, pues, ¿yo qué?... es el manantial el que está mandando; yo habría de querer que nunca se me secase y que estuvieran mis bombas... que no se pararan y que estuvieran viaje, viaje y viaje, y cobre y cobre y cobre [...]. Normalmente son jóvenes que quieren sacar muchos viajes pues... entran desesperados y a mí me acosan allá.”.

Se presentan, además, problemáticas que inciden de manera indirecta en el abastecimiento y consumo del agua, que conjugan la dinámica natural del ciclo hidrológico con actividades económicas primarias, en este caso agricultura (I14); de igual manera, deforestación y cambios de uso de suelo en la ribera e incendios en los montes y planicies aledañas, ya sean de origen natural o provocados, sobrepasando los límites de la estructura y dinámica interna de los comités (I18).

Al experimentar exclusión estatal en lo referente al abastecimiento de agua, los habitantes de la localidad, en su accionar, se ven en la necesidad de fortalecer lazos comunitarios; desarrollar al máximo sus capacidades, y tener iniciativa para sobrellevar, mas no superar, la

escasez de agua (I7, I15). En ese sentido, las tomas comunitarias presentan origen diverso: o fueron halladas por los mismos actores comunitarios, o se tratan de tomas comunitarias cuya gestión fue financiada por actores políticos o gubernamentales externos a la comunidad.

Las prácticas ambientales al interior de los comités están enmarcadas en una lógica de *usos y costumbres*. Se argumenta entre los actores el interés genuino de procurar el bienestar comunal y el ejercicio de una toma de decisiones compartida con los habitantes del lugar. Se constituyen comités comunitarios para la gestión de fuentes subterráneas de agua, que reproducen la misma lógica organizativa que utilizan para la definición de autoridades ejidales: un presidente, un secretario, un tesorero, y de 3 a 5 vocales que son elegidos anualmente por asamblea (aunque se dan casos en que un mismo comité de aguas puede durar más de cinco años) (I6, I14, I15). Cuando los problemas tratados dentro de un comité comunitario son fuertes, o involucran a más de un territorio (llámese colonia o comunidad), se invita a participar a representantes de otras comunidades involucradas para llegar a acuerdos (I6). Sin embargo, cuando se trata del surgimiento de nuevas tomas comunitarias no existe un trato igualitario para todos los individuos al interior de la comunidad a partir de la diferenciación entre los miembros del comité considerados *socios* —por lo común, los primeros miembros del comité comunitario de agua que cuentan con derechos de antigüedad, como la herencia de terrenos y de tomas de agua— y los que no tienen esta atribución, lo cual deja de manifiesto prácticas de exclusión (I15).

Los elementos expuestos permiten afirmar la existencia de una pluralidad de legalidades paralelas dentro de la gestión del agua, lo que

supone la coexistencia de un proceso de gestión gubernamental por los recursos hídricos, al mismo tiempo que formas comunitarias para generar reglas y sanciones en el uso del mismo recurso. Se presentan condiciones como las mencionadas por Santos en torno a su concepto de *campo jurídico*: una constelación de diversas legalidades (o ilegalidades) que operan en escalas locales, nacionales y globales (Santos, 2018: 196).

En cuanto a la prevención de emergencias relacionadas con el abastecimiento y calidad de ésta, la limpieza de RSU del cauce del río y la ribera es la práctica más común; se observan otras prácticas, como clorar el agua o abstenerse de beberla, sobre todo en temporada de lluvias (I1), que es cuando se contaminan los manantiales por el uso de agroquímicos, así como la construcción de muros para proteger de posibles azolvamientos los tanques comunitarios (I14, I15). La calidad del agua se evalúa a partir de características perceptibles a simple vista (color, olor, etc.), sin ningún proceso de carácter más sistemático (I15). En cuanto a las estrategias seguidas para limpiar las zonas cercanas a manantiales y el propio río, se desarrollan actividades como trabajo comunitario a modo de *faenas*, y construcción de muros de contención para evitar estragos durante el periodo de lluvia (I6).

Referente a la comunicación y cooperación con instancias gubernamentales u otras dependencias, las prácticas ambientales asociadas con el apoyo o trabajo en conjunto dan cuenta de prácticas de cultura política vinculadas con una visión paternalista, que espera de la acción estatal la toma de iniciativa para la incidencia sobre el cuidado del recurso hídrico. Se espera de CAPAMA, asociada directamente con el gobierno, aunque es realmente un órgano paraestatal, acciones de educación ambiental (I2); la provisión a la población de insumos para el

tratamiento de agua como pastillas de cloro (I14); la limpieza de la zona ribereña por parte de funcionarios del ayuntamiento de Acapulco por motivos de fiestas como la Semana Santa (I13), o la búsqueda de nuevas fuentes de extracción subterránea de recurso hídrico, especialmente como propuestas políticas de candidatos a puestos de elección popular en campaña (que, posteriormente, se reporta que no cumplen) (I13).

Autores como Del Moral-Ituarte (2007), así como Lacabana y Cariola (2005) sostienen que las raíces de las expectativas hacia un trato paternal en el manejo de recursos hídricos provienen de un modelo hídrico basado en una cultura política tradicionalista, la cual es contraria a la construcción de la democracia que, asumen, puede reflejarse en un modelo de gestión basado en la llamada “Nueva Cultura del Agua”; es decir, una búsqueda del cuidado de los recursos hídricos fundamentado en la sustentabilidad, la gestión integrada, la horizontalidad en la toma de decisiones (gobernanza del agua), y el mantenimiento del buen estado *cuantitativo* y *cualitativo* del agua (Del Moral-Ituarte, 2007: 53). Sin embargo, consideramos útil poner a discusión lo siguiente: ¿cómo construir una *Nueva Cultura del Agua* en contextos como el del estado de Guerrero, donde la construcción de la democracia ha sido un proceso largo, tortuoso, y que la falta de resultados institucionales mediante la movilización social ha dado pie a respuestas violentas? Cuestión que se expresa en aspectos como la propia política electoral, demandas de justicia social y defensa del territorio (Bartra, 2015; Illades & Santiago, 2019).

A pesar de estas inercias históricas, se observan también prácticas que mantienen la concepción de cuidado y preservación de los bienes comunes, en este caso, las fuentes de agua; a pesar tanto del

paternalismo tradicional que se ha analizado previamente, como del crecimiento demográfico no planificado de la comunidad, en específico en las zonas cercanas a la ribera, que ha dado pie a prácticas como el depósito de residuos sólidos urbanos y aguas residuales domésticas en el cauce del río (I5, I7), se pudieron reportar prácticas como el propio trabajo comunitario en *faenas* (I6); limpieza del río llevada a cabo por estudiantes de las escuelas secundaria y preparatoria de la localidad (I5, I6), e incluso iniciativas de limpieza llevadas a cabo por jóvenes, hechas por fuera de sus actividades educativas, incentivadas por lo que en redes sociales se denomina como *#GarbageChallenge* (Martiniuk, 2020) (I7).

Discusión

Transformar la realidad hídrica de la comunidad, que en su práctica continúa degradando el ambiente a pesar de las modificaciones y adecuaciones en los marcos normativos y diversos paradigmas científicos que los acompañan, requiere tomar en consideración lo que refiere Lezama (2010) en materia de política ambiental: 1) los avances en materia ambiental en muchos casos son solo de carácter normativo y discursivo, pero no se manifiestan como la contención, prevención o remediación del daño ambiental; y 2) una gran proporción de las leyes y normas ambientales no se cumple por omisión, corrupción, incapacidad de la autoridad para vigilar, y por ausencia de poder gubernamental para imponer la ley en presencia de agentes poderosos tanto en las esferas públicas como privadas.

Las determinantes de la problemática hídrica a nivel local, que se manifiestan en escasez sistémica y normalizada del vital líquido, acaparamiento del mismo y tensiones comunitarias, al ser puestas en un horizonte más amplio, ponen de relieve la coproducción del deterioro de la relación ambiental no solo con el agua sino con toda la naturaleza; esto sitúa a la problemática en una discusión extensa, en donde se debe priorizar la identificación de principios que sustenten una dinámica de gestión que garantice la preservación, acceso y consumo del vital líquido, a la par de todo lo que deviene de ello en materia de bienestar ambiental y coexistencia. Si bien hemos desarrollado un argumento orientado a comprender las prácticas socioculturales de la gestión del agua en la comunidad de Kilómetro 30, también hemos encontrado que hay un vínculo muy fuerte entre otras entidades no humanas (la carretera misma, el río, la subcuenca como un ecosistema complejo), que intervienen en la forma en que estas prácticas adquieren sentido. Por ello, creemos que la prevalencia del pluralismo jurídico en la gestión del agua en la comunidad puede explicarse también por un vínculo actancial con el entorno (Latour, 2008; Callon, 1995).

Allende del cumplimiento de agendas de carácter ambiental que tiendan a la homogenización, se debe hacer hincapié en investigaciones referidas a problemáticas locales de deterioro, sobre todo las enmarcadas en procesos de inequidad y violencia, pues es ahí donde se presentan aspectos a los que una política pública debería apuntar para garantizar los derechos constitucionales y la justicia hídrica (Zwarteveen & Boelens, 2014). En ese sentido, los resultados muestran que la perspectiva situada de los actores permite visualizar los límites de la acción estatal y de sus fundamentos discursivos (p. ej., la aplicación a rajatabla de los Objetivos

del Desarrollo Sostenible), y que a pesar de que sigue vigente la deuda histórica que los órganos operadores de agua surgidos desde la década de 1980 tienen con comunidades como Kilómetro 30, esto no supuso la inacción social de la comunidad para proveerse de vital líquido. Las desigualdades en el acceso al agua, así como en el acceso a la justicia y la paz han constituido márgenes estatales de la gestión hídrica (Mbembe, 2011; Galán-Castro, 2021).

Conclusiones

El Estado, en su marginalidad, diferenciación y exclusión históricas que ha tenido sobre la región ha posibilitado una relación ambiental de características violentas con formas tan sutiles como la puesta en marcha del megaproyecto Puerto Turístico Acapulco, que trastocó el sentido de las prácticas sociales o como la apropiación del borbollón central de la localidad, que modificó la dinámica hídrica de la comunidad. También ha propiciado formas más agravantes que laceran la integridad física y la dignidad humana, como agresiones físicas y la comercialización del vital líquido. Se debe hacer notar que la noción o referenciación de la violencia que se experimenta en la comunidad y en el área de influencia que ésta tiene es ya de por sí problemática por las implicaciones y represalias por parte de los grupos que, *de facto*, ejercen el poder y control sobre el espacio geográfico.

Lo anterior se traduce como prácticas ambientales que toman forma en una producción territorial con una inercia degradativa que no solo

modifica el sustrato físico y la consecuente pérdida de cualidades del sistema fluvial, sino que, como colectividad que se retroalimenta, ha ido deteriorando además las condiciones y las formas bajo las cuales se llevan a cabo dichas prácticas.

La coestión del agua en la localidad como una intervención cotidiana sobre el flujo, acceso y uso del vital líquido —que en este caso devienen por disposiciones históricas de marginación y violencia— hacen posible la producción de un territorio hídrico a partir de prácticas sociales que van de lo legal, reglamentado e institucionalizado por el Estado a lo ilegal, como acuerdos generados comunalmente, pero no reglamentados, e inclusive ilícitas, en forma de acciones violentas o excluyentes fuera de la ley, que pueden generar enfrentamientos directos con el Estado. Además de la falta de reconocimiento o permisividad estatal en relación con las prácticas de gestión anteriormente expuestas, en este complejo ambiental lo más agravante es la violación a los derechos por un ambiente sano y acceso al agua, dotándole además a la problemática un carácter estructural.

Referencias

- Abrams, P. (2015). Notas sobre la dificultad de estudiar al Estado. En Abrams, P., Gupta, A., & Mitchell, T. (eds.). *Antropología del Estado*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Bajo Palabra Noticias. (2021). *CAPAMA: desabasto de agua en Acapulco continuará otro un mes y medio*. Recuperado de <https://bajopalabra.com.mx/colonias-populares-de-acapulco-llevan-a-hasta-un-ano-sin-agua>

- Bartra, A. (2015). *Guerrero bronco. Campesinos, ciudadanos y guerrilleros de la Costa Grande*. México, DF, México: Para Leer en Libertad A.C.
- Coffey, A., & Atkinson, P. (2003). *Encontrar el sentido a los datos cualitativos. Nuevas estrategias de investigación*. Colección Contus. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.
- Callon, M. (1995). Algunos elementos para una sociología de la traducción. La domesticación de las vieiras y los pescadores de la bahía de Saint Brieuc. En: Iranzo, J. (comp.): *Sociología de la ciencia y la tecnología*. Madrid: Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC.
- Das, V., & Poole, D. (2008). El Estado y sus márgenes. *Cuadernos de Antropología Social*, (27), 19-52.
- De Mauleón, H. (2016). Guerrero bajo la sombra. *El Universal*. Recuperado de <https://www.eluniversal.com.mx/entrada-de-opinion/columna/hector-de-mauleon/nacion/2016/05/25/guerrero-bajo-la-sombra>
- Del Moral-Ituarte, L. (2007). Desde la política hidráulica tradicional a la nueva cultura del agua. *Historia y perspectivas. Revista de Andorra*, 7, 45-60.
- Del Valle-Díaz, M. (2006). La política ambiental argentina: su errático desarrollo. *KAIROS. Revista de Temas Sociales*. Año 10(18). Recuperado de [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.revistakairos.org/wp-content/uploads/Diaz-M.pdf](https://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.revistakairos.org/wp-content/uploads/Diaz-M.pdf)

- El Sol de Acapulco. (2018). *Se agudiza desabasto de agua potable en Acapulco*. Recuperado de <https://www.elsoldeacapulco.com.mx/local/se-agudiza-desabasto-de-agua-potable-en-acapulco-guerrero-finanzas-1982151.html>
- Fuentes, A. (2019). El Estado son ustedes. Zona gris y defensa comunitaria en Michoacán. En: Fuentes, A., & Fini, D. (eds.). *Defender al pueblo. Autodefensas y policías comunitarias en México*. Puebla, México: Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, BUAP.
- Galán-Castro, E. A. (2020). Más allá de las percepciones: emergencia de subjetividades en una región subcuenca de Acapulco, Guerrero. *Clivajes. Revista de Ciencias Sociales*, año 7(14), 116-139. DOI: 10.25009/clivajes-rsc.v0i14.2667
- Galán-Castro, E. A. (2021). Seguridad socioambiental. Hacia un programa de investigación desde una analítica de la gubernamentalidad. *Espiral Estudios sobre Estado y Sociedad*, 28(82). Recuperado de <http://www.espiral.cucsh.udg.mx/index.php/EEES/article/view/7241>
- González, J., & Gordillo, A. (2004). *Propuesta de un plan de desarrollo urbano integral para el municipio de Acapulco de Juárez, Guerrero*. La Habana, Cuba: Editora Geotech.
- Gudynas, E. (2001). Actores sociales y ámbitos de construcción de políticas ambientales. *Ambiente y Sociedad*, 4(8), 5-19.

- Gupta, A. (2015). Fronteras borrosas. El discurso de la corrupción, la cultura de la política y el Estado imaginado. En: Abrams, P., Gupta, A., & Mitchell, T. (eds.). *Antropología del Estado*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Illades, C. (2000). *Breve historia de Guerrero. Fideicomiso Historia de las Américas*. Serie Breves Historias de los Estados de la República Mexicana. México, DF, México: El Colegio de México.
- Illades, C., & Santiago, T. (2019). *Mundos de muerte. Despojo, crimen y violencia en Guerrero*. Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana-Gedisa Editorial.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Kilómetro 30, Acapulco de Juárez, Guerrero (120010110)*. *México en cifras*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=12>
- Isch, E. (2012). Justicia hídrica: una sistematización conceptual introductoria. En: Isch-López, E., Boelens, R., & Peña, F. (eds.). *Agua, injusticia y conflictos*. Lima, Perú: Justicia Hídrica, Centro de Estudios Regionales Andinos Bartolomé de las Casas CBC, Fondo Editorial PUCP, Instituto de Estudios Peruanos.
- Kvale, S. (2011). *La entrevista en la investigación cualitativa*. Madrid, España: Morata.
- Lacabana, M., & Cariola, C. (2005). Construyendo la participación popular y una nueva cultura del agua en Venezuela. *Cuadernos del Cendes*, 22(59), 111-136.

- Laclau, E. (2002). *Hegemonía y antagonismo: el imposible fin de lo político: conferencias de Ernesto Laclau en Chile, 1997*. Santiago de Chile, Chile: Editorial Cuarto Propio.
- Latour, B. (2008). *Reensamblar lo social*. Buenos Aires, Argentina: Manantial.
- La Jornada. (2019). *Escasez de agua en Acapulco afecta zonas pobres, turísticas y de lujo*. Recuperado de <https://www.jornada.com.mx/2019/11/04/estados/027n1est>
- Lezama, J. (2010). Sociedad, medio ambiente y política ambiental 1970-2000. En: *Medio ambiente. Los grandes problemas de México IV* (pp. 23-60). México, DF, México: El Colegio de México.
- Litman, M., & Lambrechts, C. (1992). Rapport général. La spécificité du dommage écologique. À: *Le dommage écologique en droit internet, communautaire et compare* (pp. 45-78). Paris, France: Económica.
- Martiniuk, V. C. (2020). #Trashtagchallenge – o desafio do lixo: reflexões virtuais em face da consciência ambiental e responsabilidade social. Em: Silva, M. E. (coord.). *Sustentabilidade: a superação de desafios para a manutenção do sistema* (pp. 85-102). Belo Horizonte, Brasil: Atena Editora.
- Mbembe, A (2011). *Necropolítica, seguido de, sobre el gobierno privado indirecto*. Santa Cruz de Tenerife, España: Editorial Melusina.
- Merlinsky, G. (2006) La entrevista como forma de conocimiento y como texto negociado: notas para una pedagogía de la investigación. *Cinta de Moebio*, (27), 27-33.

- Merlinsky, G., Montera, C., Spadoni, E., & Tobías, M. (2014). *La causa "Beatriz Mendoza": política ambiental y derechos en tensión*. Proyecto Acceso a la justicia y marginaciones sociales. Líneas estratégicas provenientes del activismo judicial y social en la región metropolitana de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina: Editorial Biblos.
- Migdal, J. (2011). *Estados débiles, estados fuertes*. Colección Umbrales. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Misse, M. (2010). La acumulación social de la violencia en Río de Janeiro y en Brasil: algunas reflexiones. *Co-herencia*, 7(13), 19-40. Medellín, Colombia: Universidad EAFIT.
- Muriel, R. (2006). La gestión ambiental. *Ide@ sostenible: espacio de reflexión y comunicación en Desarrollo Sostenible*, 3(13). Recuperado de <https://raco.cat/index.php/Ideasostenible/article/view/84469>
- Niño, N., & Rodríguez, M. (2010). La ciudad de Acapulco y pérdida de la biodiversidad. En: *Pérdida de la sustentabilidad, movilidad y turismo en las ciudades latinoamericanas* (pp. 5-15). Toluca, México: ALAS-UAGro-IDEAS.
- Olivier, B., Matías, A., Rodríguez, A., Valera, M., & López, R. (2017). Capítulo 3. Contaminación y modelación de la dispersión de contaminantes en los ríos Alseseca y La Sabana en zonas urbanas de las ciudades de Puebla y Acapulco. En: *El desarrollo sustentable. Desafíos y oportunidades* (pp. 57-90). Ciudad de México, México: Plaza y Valdés Editores.

- Paz, M. (2012). Deterioro y resistencias. Conflictos Socioambientales en México. En: *Conflictos socioambientales y alternativas de la sociedad civil* (pp. 27-47). Guadalajara, México: ITESO.
- Rodríguez, A., Ruz, M., & Juárez, A. (2009). La percepción del riesgo en Llano Largo, Zona Diamante. En: *Los retos del desarrollo en Acapulco* (pp. 334-356). Chilpancingo de los Bravo, México: Unidad de Ciencias de Desarrollo Regional, Universidad Autónoma de Guerrero.
- Rodríguez, A., Olivier, B., López, R., Barragán, M., Cañedo, R., & Valera, M. (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.
- Sampedro, M., Juárez, A., González, J., Reyes, M., & Torres, G. (2011). Problemas ambientales en cauces fluviales de Acapulco, Guerrero, México. En: *Calidad ambiental y sostenible. Desarrollo regional y medio ambiente. Problemas y alternativas de gestión sostenible*. Tomo I (pp. 123-137). Acapulco, México: Universidad Autónoma de Guerrero.
- Santos, B. (2018). *Construyendo las epistemologías del sur: para un pensamiento alternativo de alternativa*. Vol. 2. Buenos Aires, Argentina: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, CLACSO.

- Sedesol, Secretaría de Bienestar de México. (2013). *Programa para el Desarrollo de Zonas Prioritarias (PDZP). Unidad de Microrregiones. Dirección General Adjunta de Planeación Microrregional*. Recuperado de <http://www.microrregiones.gob.mx/catloc/LocdeMun.aspx?tipo=clave&campo=loc&ent=12&mun=001>
- Soares, D., Vargas, S., & Nuño, M. (2008). *La gestión de los recursos hídricos: realidades y perspectivas* (pp. 7-24). México, DF, México: Universidad de Guadalajara, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Zwarteveen, M., & Boelens, R. (2014) Defining, researching and struggling for water justice: Some conceptual building blocks for research and action. *Water International*, 39(2), 143-158. DOI: 10.1080/02508060.2014.891168

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-03

Articles

Assessment of carbamazepine removal from hospital wastewater in a non-conventional biofilter and the application of electro-oxidation as pre-treatment
Evaluación de la eliminación de carbamazepina de aguas residuales de hospital en un biofiltro no convencional y aplicación de electro-oxidación como pretratamiento

Javier Alejandro Navarro-Franco¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6067-7246>

Marco A. Garzón-Zúñiga², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0124-0447>

Patrick Drogui³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3802-2729>

Blanca Estela Barragán-Huerta⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4988-6303>

Juan Manuel Vigueras-Cortés⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5599-4944>

Eduardo Lozano-Guzmán⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6760-2063>

Francisco Javier Moreno-Cruz⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9549-3498>

¹Instituto Politécnico Nacional (IPN), CIIDIR-Durango, Durango, Mexico, javinavarrofranco@gmail.com

²Instituto Politécnico Nacional (IPN), CIIDIR-Durango, Durango, Mexico, mgarzon@ipn.mx, marco.cuerna@gmail.com

³Institute Nationale de Recherche Scientifique Eau Terre et Environnement (INRS-ETE), Université du Quebec, Quebec, QC, Canada, patrick.drogui@inrs.ca

⁴Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Unidad Profesional Adolfo López Mateos, Mexico City, Mexico, bbarraganh@ipn.mx

⁵Instituto Politécnico Nacional (IPN), CIIDIR-Durango, Durango, Mexico, mviguer@ipn.mx

⁶Laboratorio de Farmacognosia, Faculty of Chemical Sciences, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Mexico, elozano@ujed.mx

⁷Laboratorio de Farmacognosia, Faculty of Chemical Sciences, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Mexico, jmoreno251116@gmail.com

Corresponding author: Marco A. Garzón-Zúñiga, mgarzon@ipn.mx, marco.cuerna@gmail.com

Abstract

Hospital wastewater (HWW) is characterized by a high drug concentration, which can cause endocrine effects and bacterial resistance, among others. For this study, carbamazepine (CBZ) was selected as a contaminant model to evaluate the removal efficiency from HWW of recalcitrant pharmaceuticals in a non-conventional biofilter (BF), packed with a mixture of wood chips (*Prosopis*) and porous rock (pouzzolane). The effect of electro-oxidation (EO) as pre-treatment was assessed as well. A biofilm adapted to the HWW was developed in the BF. The addition of high concentrations of CBZ (1 000 and 10 000 $\mu\text{g/l}$) to the influent HWW did not affect the removal efficiency of the BF to remove organic matter (73 %) and ammonia nitrogen (99 %), proving that the biomass was not inhibited by the CBZ's concentration. The BF showed a significant removal of CBZ by adsorption during the start-up. The bed filter showed an adsorption capacity of 19.84 $\mu\text{g/g}$ ($C_0 = 10\,000\ \mu\text{g/l}$). After the bed filter saturation operated in steady state, the BF removed by biotransformation $17.2 \pm 7.4\%$ of CBZ which, in terms of concentration ($1\,551 \pm 664\ \mu\text{g/l}$), is bigger than the concentration in most of the reports for hospital, pharmaceutical and municipal WW effluents, which are between 0.1 and 890 $\mu\text{g/l}$. By applying electro-oxidation as a pretreatment, the global removal efficiency of CBZ increased to $55 \pm 5.96\%$. In the hybrid system, the EO biotransformed the CBZ, and in the BF the nitrogen and the COD were removed and showed CBZ desorption.

Keywords: Biofiltration for EPs removal, natural supports for pharmaceutical removal, carbamazepine removal, pouzzolane and wood chips for pharmaceutical removal, electro-oxidation for EPs removal, hospital wastewater.

Resumen

Las aguas residuales hospitalarias (ARH) contienen fármacos que ocasionan efectos a la salud y el ambiente. Para este estudio se seleccionó la carbamazepina (CBZ) como contaminante modelo para evaluar la eficiencia de remoción de fármacos en un biofiltro no convencional (BF) empacado con astillas de madera (*Prosopis*) y roca porosa (tezontle). La electro-oxidación (EO) como pretratamiento también se evaluó. Se hizo crecer una biopelícula en el BF adaptada al ARH. Posteriormente, el ARH se enriqueció con altas concentraciones de CBZ (1 000 y 10 000 $\mu\text{g/l}$). La biomasa del BF no fue inhibida por estas concentraciones de CBZ, ya que la eficiencia de remoción de DQO (73 %) y $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (99 %) permanecieron constantes. El BF mostró una importante eliminación de CBZ por adsorción durante el arranque. La cama filtrante tuvo una capacidad de adsorción de 19.84 $\mu\text{g/g}$ ($\text{Co} = 10\,000\ \mu\text{g/l}$). Después de la saturación del material filtrante, y operando en estado estable, el BF eliminó el $17.2 \pm 7.4\%$ de CBZ por biotransformación, equivalente a $1\,551 \pm 664\ \mu\text{g/l}$ de concentración. Esto es mayor que la concentración en la mayoría de los reportes para efluentes de ARH, AR municipales y AR farmacéuticas, que se encuentran entre 0.1 y 890 $\mu\text{g/l}$. Cuando se aplicó la EO como pretratamiento, la eficiencia de eliminación de CBZ aumentó a $55 \pm 5.9\%$. En este sistema híbrido, en la EO se biotransformó la CBZ y en el BF se removieron el nitrógeno y la DQO, y presentó desorción de CBZ.

Palabras clave: biofiltración no convencional de contaminantes emergentes, soportes naturales para remoción de fármacos, astillas de

madera y tezontle para remoción de fármacos, electro-oxidación contaminantes emergentes, aguas residuales de hospital.

Received: 12/08/2021

Accepted: 08/07/2022

Published Online: 29/08/2022

Introduction

Hospital wastewater (HWW) comes from hospitalization and operational areas, laboratories, administrative units, laundries, and kitchens (Carraro, Bonetta, & Bonetta, 2017). Therefore, its characteristics are different when compared to urban or municipal wastewater. HWW has a variety of toxic or persistent substances such as drugs, radio nucleotides, solvents, and disinfectants with medical components. Thus, greater concentrations of many drugs are expected, due to admitted patient's consumption. Some authors reported that microcontaminants (for example, antibiotics, analgesics, heavy metals) in HWWs can be found in concentrations of 1.5 and 150 times, which are higher than those found in municipal wastewater (MWW) (Klančar, Trontelj, Kristl, Justin, & Roškar, 2016; Verlicchi, Galletti, Petrovic, & Barceló, 2010). Also, HWW discharges into the environment represent a significant ecotoxicological risk. Therefore, in situ treatment of this water is desirable to reduce the contribution of pathogens, viruses, and bacteria to the collecting system (Verlicchi, Al-Aukidy, & Zambello, 2015). In addition, drugs as part of

emerging pollutants (EPs) or microcontaminants in water are a serious threat to human health and ecological balance due to their toxic, carcinogenic, and mutagenic risks (Garcia-Segura, Ocon, & Chong, 2018; Martín-de-Vidales *et al.*, 2015).

Consequently, it is essential to remove these microcontaminants, even if there are 143 000 estimated compounds in aquatic systems (including drugs), making the evaluation for each one unfeasible (Sreejon *et al.*, 2017). As a result, it is necessary to focus on objective pollutants or model pollutants that will help evaluate the removal of recalcitrant and non-recalcitrant drugs, like fecal coliforms, as an indicator of various pathogens in water.

Carbamazepine (CBZ) is a drug used for the treatment of epilepsy, trigeminal neuralgia, bipolar depression, and mania. During the intake of CBZ in humans, approximately 72 % of the applied dose is recovered in the urine, and only 2 % of that dose is found as unchanged CBZ. The 28 % that is absorbed by the gastrointestinal tract is recovered in the feces, 14 % being in the form of metabolites and the rest as the parent compound (Cunningham, Perino, D'Aco, Hartmann, & Bechter, 2010; Valdés *et al.*, 2016).

CBZ is frequently found in wastewater in a wide range of concentrations, from a few ng/l to mg/l (Table 1). During the treatment of wastewater in biological conventional systems like activated sludge, removal efficiencies are mostly below 10 % (Palo, Domínguez, González, Sánchez-Martin, & Cuerda-Correa, 2014). However, according to Wang and Wang (2018), after biomass acclimation, some bioremoval could be achieved. Efficiencies for CBZ of 22.8 % (equivalent to 810 µg/l in terms

of concentration) were removed after the biomass was acclimated to different concentrations (0.2, 1, 5, 10, 15 mg/l), which proved that CBZ removal is difficult even under acclimatization conditions in activated sludge. To this regard, it is expected that CBZ registered no significant changes or degradation during its conduction between the generation point and the input of the treatment systems. On the other hand, there are other drugs that are easily transformable and can significantly change their composition before reaching a treatment system. Meanwhile, more stable drugs arrive to the system in a larger proportion in the form of the parent molecule and better information can be obtained from what happens to this molecule within the treatment system. Due to its molecular stability and its hydrophobicity characteristics, some authors have proposed CBZ as a good marker of anthropogenic activity in natural aquatic environments (Clara, Strenn, & Kreuzinger, 2004; Dvory *et al.*, 2018; Hai, Li, Price, & Nghiem, 2011). Therefore, one contribution to this study is to propose and to use CBZ as a pharmaceutical model to evaluate the removal/transformation efficiency and mechanisms by which these occur in EPs (pharmaceuticals) present in HWW.

Table 1. Carbamazepine concentrations reported for municipal and hospital wastewater.

Source	Concentration (µg/l)	Type of source	References
Spain	≥ 0.400	MWW	Jelic <i>et al.</i> (2011)
Canada (Ontario)	0.369	MWW	Miao and Metcalfe (2003)
USA (Las Vegas)	0.232	MWW	Vanderford and Snyder (2006)
Brazil	0.441-0.587	HWW	De-Almeida, Oliveira, Mallmann and Martins (2015)
Japan	0.080-0.120<	HWW	Azuma <i>et al.</i> (2016)
Canada (Ontario)	0.018-0.331	HWW	McBean, Salsali, Bhatti and Huang-Jeanne (2018)
Slovenia	0.194-0.270	MWW	Klančar <i>et al.</i> (2016)
China (Taiwan)	0.339-0.428	HWW	Li and Lin (2015)
Sweden	0.580-2.6	MWW	Dalahmeh, Ahrens, Gros, Wiberg and Pell (2018)
Switzerland	0.482	MWW	Sreejon <i>et al.</i> (2017)
Israel	840 ± 190	PHWW	Lester, Mamane, Zucker and Avisar (2013)
India	$442\,080 \pm 2\,580$	PHWW	Dwivedi, Morone, Chakrabarti and Pandey (2018)
Mexico (Mexico City)	5.68 ± 0.52	HWW	Calderón, Meraz and Tomasini (2019)
Spain	4.12 ± 0.31	HWW	Mir-Tutusaus <i>et al.</i> (2021)

MWW: Municipal wastewater.

HWW: Hospital wastewater.

PHWW: Pharmaceutical wastewater.

Biofiltration over organic filter bed (BF)

BF is a non-conventional biological trickling filter process that uses biomass adhered to an organic support material, commonly forest or agricultural waste (Garzón-Zúñiga & Buelna, 2011), which makes it a locally available and low-cost material, when compared with packaging materials such as plastics used in trickling filters. This technology is being evaluated for a couple of decades with different organic packaging materials to treat different types of wastewaters, from industrial to municipal, usually with very high pollutant removal efficiencies. However, this technology has not been enough evaluated for EPs removal. There is only one work using a BF packed with wood chips of *Ficus benjamina* to evaluate Metformin and Ciprofloxacin removal in MWW (García-Sánchez, Gutiérrez-Macías, & Estrada-Arriaga, 2019), showing promising results for the removal of pharmaceuticals. However, it is important to assess this technology for the removal of EPs with other kind of wood chips and more recalcitrant EPs. Mesquite (*Prosopis* sp.) is a tree with a very extended distribution from the south of US to Argentina (Carrillo-Parra, Hapla, Mai, & Garza-Ocañas, 2011), present in arid and semi-arid regions, which makes it a species available in many countries. *Prosopis* wood chips were evaluated by Sosa-Hernández, Vigueras-Cortés and Garzón-Zúñiga (2016) for the treatment of municipal wastewater. They found high removal efficiencies of 92, 78 and 95 % for Biochemical Oxygen Demand (BOD₅), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Suspended Solids (TSS), respectively and 4 logarithmic units for fecal coliforms. Therefore, it would be important to evaluate its capacity to remove EPs. Another natural

material of high distribution is volcanic rock known as pouzzolane or tezontle, which is an interesting material to be used as a filtering biofilm support due to its great porosity (82 %). Tezontle is available in the central region of Mexico, and it is widely used for building construction and ornamental purposes. This material has been used as a support material in wetlands and has also shown high removal efficiencies of organic matter and nutrients (Tejeda, Torres-Bojorges, & Zurita, 2017b). Therefore, both mesquite and tezontle could be a good option as filter material for the evaluation of a non-conventional biofilter for CBZ removal.

Electro-oxidation processes (EO)

Complex matrices like HWW have recalcitrant compounds that might be difficult to remove with biological processes only. Some studies suggested to use electrochemical advanced oxidation processes (AOP) to remove recalcitrant compounds, reduce organic matter or even increase biodegradability of industrial effluents when used as pre-treatment, thus delivering an effluent easier to treat in a biological process (Thirugnanasambandham & Ganesamoorthy, 2019; Trellu *et al.*, 2016). Among AOP, electro-oxidation (EO) is one of the most studied processes due to its easy implementation and good performance. Some authors have studied EO for CBZ removal as the main treatment process. They found efficiencies between 88 and 99 % of CBZ removal for a large range of initial concentrations between 22 and 10 000 μg CBZ/l (Al-Qaim, Mussa, Yuzir, Abdullah, & Othman, 2018; García-Espinoza, Mijaylova-

Nacheva, & Avilés-Flores, 2018; García-Gómez *et al.*, 2014). Nevertheless, these high removals were carried out in synthetic solutions and these results need to be validated with real wastewater. On the other hand, some authors mention that EO costs can be high due to the consumption of electrical energy, which is why the use of EO in combination with a biological process (hybrid system) has been recommended to make the application of the technology more accessible (Chettiar & Watkinson, 1983).

Electro-oxidation plus biological process

Electro-oxidation has been used as a pretreatment to increase the biodegradability of recalcitrant compounds from the effluents of different industries and subsequently remove them successfully by means of a biological process. There are a few reports of studies of drug degradation in a combined EO system as a pretreatment, followed by a biological process (Fontmorin *et al.*, 2014; Ouarda *et al.*, 2018; Rodríguez-Nava, Ramírez-Saad, Loera, & González, 2016a). These studies show different results. On one hand, those that obtain a low removal during the EO process and later with the biological process achieve a complete removal of the drugs. On the other hand, other authors report a good removal in the EO process and a desorption phenomenon when the pretreated effluent goes through the biological process.

For example, Rodríguez-Nava, Ramírez-Saad, Loera and González (2016) studied the simultaneous removal of bezafibrate, gemfibrozil, indomethacin and sulfamethoxazole (with a concentration of 200 µg/l)

from synthetic wastewater in an EO system (operated with: BDD electrode, current density of 1.56 mA/cm^2 and 20 min of electrolysis) followed by an activated sludge (AS) system (operated with: TRH 1.29 - 1.38 d) and they report that EO removed more than 50 % of all drugs in a stable way, and when this effluent was treated in the AS system, 100 % of the drugs and 83 % in COD were removed. But when they treated the synthetic wastewater only by AS process, a variable removal was observed, with efficiencies that remained below 40 %.

On the other hand, Ouarda *et al.* (2018) when evaluating the removal of carbamazepine in a synthetic HWW in an EO process followed by a Membrane Bioreactor (MBR) process, observed that 60 % of the CBZ was removed during the EO, but in the MBR effluent the removal was negative due to a desorption phenomenon of the CBZ, having an overall removal of 42 %.

It is worth mentioning that several factors must take place to obtain these very different results. On one hand, the drugs bezafibrate, gemfibrozil, indomethacin and sulfamethoxazole are less recalcitrant than CBZ, since it has been reported that the first drugs are removed by about 40 % in an LA system (Rodríguez-Nava *et al.*, 2016) while for CBZ removal efficiencies $< 10 \%$ have been reported in a AS system (Zhang, Geißen, & Gal, 2008). On the other hand, the type of biomass (suspended or biofilm) of the biological process in which the electrooxidation effluent is treated seems to also influence since it has been reported that biofilm systems can be up to 500 times more resistant in terms of survival mechanisms and mitigation of sudden variations in pH, temperature, salinity, type of substrate and concentration of biocides (Dzionek, Wojcieszńska, & Guzik, 2016; Freedman *et al.*, 2017). In addition, a

biofilm presents a more complex community of microorganisms due to the aerobic, anaerobic and anoxic microenvironments that can be present. To this regard, there are few reports mentioning that when anoxic conditions are present and a denitrifying community is present, CBZ removal efficiencies can achieve higher values than those obtained in conventional AS systems (Hai *et al.*, 2011; Tejeda , Barrera, & Zurita, 2017a).

Therefore, the present investigation seeks to study, first, whether in fact a biofilm system, which is known to promote nitrification and denitrification phenomena, removes higher concentrations of CBZ than a conventional AS process, and second, it evaluates a combined biofiltration system with EO as pretreatment to corroborate whether in this type of combination the efficiency of CBZ removal improves or not, since contradictory results have been reported, as it has been mentioned. Finally, another novel and important aspect is conducting the study using real HWW enriched with CBZ and not synthetic water.

The objectives of this study were a) to evaluate a non-conventional biofilter (BF) containing a biofilm growing over *Prosopis* and Tezontle as a mixed filter bed for the removal of CBZ, organic matter and ammoniacal nitrogen from a real hospital wastewater (HWW), and b) to evaluate a hybrid treatment system combining BF and EO, using EO as a pre-treatment.

Materials and methods

Hospital wastewater (HWW) sampling and characterization

The wastewater used in this study was obtained from a wastewater treatment plant (WWTP) from a hospital in Durango City, Mexico, with a capacity of 238 beds. Punctual samples were taken after the grid system and before the biological process (Moving Bed Biofilm Reactor, MBBR). The hospital wastewater (HWW) was collected each week and stored in polypropylene bottles of 20 l and kept at 4 °C until use.

COD, TSS and VSS were measured according to Methods 5220 C, 2540 D and 2540 E, of the Standard Methods, respectively (APHA, 1991). ammonia nitrogen, total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and orthophosphate (PO_4^-) were measured according to methods 8038, 10072 10127, 8048 of HACH, respectively, using a HACH DR/3900 spectrophotometer. Samples for the determination of COD, TN, TP, and PO_4^- were not filtered, but rather allowed to settle prior to analysis. Electrical conductivity was tested with a conductivity meter TRACER Code 1766 and pH was measured with a pH meter Thermo scientific Orion 3-Star with glass electrode.

To test the biofiltration process under different experimental conditions and to simulate high levels of CBZ contamination found in hospital and industrial (pharmaceutical) WW of between 0.5 and 442 000 $\mu\text{g/l}$ (Table 1) HWW was enriched with CBZ (Sigma-Aldrich purity $\geq 98\%$). During the experiments desired CBZ concentrations of 1 000 and 10

000 µg/l, respectively, were adjusted before treatment (see subsection “Experimental procedure stages”: stages 2 and 3). A mixing and stirring time of 12 hours was required to completely dissolve CBZ in HWW prior to treatment. It was selected to work with high concentrations of CBZ found in PHWW, assuming that if the processes to be evaluated (EO and biofiltration) can efficiently treat these high concentrations, they can also treat lower concentrations reported in HWW and MWW.

Biofilter experimental unit

The biofilter was made with Polyvinylchloride (PVC) with a dimension of 150 cm height and a diameter of 10.5 cm. The biofilter was packed with two layers of filter material arranged vertically as follows (from the top to the bottom): 36 cm of mesquite wood chips (*Prosopis*), 76 cm of pouzzolane (commonly known as tezontle) and 12 cm of a layer of gravel that works as a base for the filter material. The working volume of the liquid inside the column is estimated to 9.6 l. The BF unit was fed with HWW by regulating the flow rate using a peristaltic pump.

Mesquite wood chips (*Prosopis*) were obtained from pruning bushes of mesquite trees wastes from Durango, Mexico. Mesquite wood was shredded in an industrial chipping machine which produces wood chips with dimensions of 2.33 ± 0.79 cm (width) x 1.16 ± 0.35 cm (length) x 0.44 ± 0.32 cm (thick). Sieve was necessary to remove pieces of bark and dust. The resulting material had a porosity of 79 ± 0.5 %, a bulk and real density of 246 ± 2.05 and 1118 ± 40.54 kg/m³, respectively.

Pouzzolane volcanic rock was obtained from a carrier in Durango state, Mexico, which had the following measurements: 2.87 ± 0.54 long, 2.02 ± 0.41 width and 1.5 ± 0.36 cm height, 65 ± 0.013 % porosity, 693 ± 16 kg/m³ bulk density and $2\,002 \pm 72$ kg/m³ real density. The arrangement of the filtration bed (70 % pouzzolane and 30 % wood chips) and the granulometry of filtration materials were selected because they were previously successfully used by Zamora-Acevedo (2016), and Garzón-Zúñiga, Vigueras-Cortés and Zamora-Acevedo (2021) in a biofilter for the treatment of municipal wastewater, achieving removal efficiencies over 90 % of BOD₅, TSS, NH₄⁺-N and over 80 % of COD. Pouzzolane was washed with tap water before being added to the reactor.

Electro-oxidation experimental set-up

EO was carried out in an electrolytic cell manufactured in acrylic with dimensions of 10 cm (width) x 10 cm (length) x 11 cm (depth) with a working volume of 1 l and an electrode gap of 1 cm. This device utilized a titanium cathode and a lead dioxide (Ti/PbO₂) anode (acquired from Baoji Qixin Titanium Co., Ltd). The electrodes were 9 cm wide and 8 cm high. Ti/PbO₂ was selected since it is classified as a non-active anode (Comninellis & Chen, 2010), anodes of this type produce higher concentrations of oxidizing agents, thus resulting in higher levels of decontamination (Barbosa-Ferreira *et al.*, 2020). To ensure complete mixing of the solution, a magnetic bar was used at 900 revolutions per minute. The power supply used was a direct current (DC) supply with a capacity of 30 V and 10 A.

No electrolyte solution was added because it was expected that the electrical conductivity of the wastewater (as observed in the HWW characterization) was sufficient for the process to be carried out. The working pH was 7.4 ± 0.4 .

Electrolysis time and the relations electrode area/volume, and current/cm² of electrode were determined in two preliminary experimental tests as follows:

1. CBZ was degraded over 120 minutes at different current intensities (0, 1.0, 1.5 A) using one pair of electrodes (one cathode and one anode). This study employed the anode PbO₂ and the matrix HWW enriched with CBZ at a concentration of 14 000 µg/l and a conductivity of 1 251 S/cm, with magnetic stirring at 900 rpm.
2. CBZ was degraded over 120 minutes applying three different relations electrode area/volume: 7.2, 14.4 and, 21.6 m²/m³ equivalent to one, two, and three pairs of electrodes and each pair of electrodes was fed with 1 A of current.

Experimental procedure stages

Stage 1. Biomass development in the biofilter

The initial experiments were conducted to develop biomass in the biofilter, which was fed with raw HWW (without addition of CBZ) by keeping a hydraulic loading rate (HLR) of 0.2030 m³/m² d. No inoculum was used. Microorganisms present in HWW were retained in the filtering bed and

progressively formed a biofilm. The experiment was run at room temperature. The influent was fed with a flow rate of 1.1 mL/min.

These conditions were maintained constant until the biofilter showed a steady state of the removals of macro-pollutants (COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$).

Stage 2. Biofilter operation in the presence of high CBZ concentration

Once the biofilm was developed and the BF achieved removal stability of macro-pollutants, it was fed with HWW enriched with a relatively high CBZ concentration of 10 000 $\mu\text{g/l}$. This concentration was chosen because it is known that organic filter material (wood chips) has an important adsorption capacity of macro (Garzón-Zúñiga, Lessard, Aubry, & Buelna, 2005) and micro-pollutants (Garzón-Zúñiga, Sandoval-Villasana, & Moeller-Chávez, 2011) and the saturation of the filter bed can last long periods of time. Thus, this high concentration was selected to saturate the media in a short time and see the effect of adsorption and later the effect of biological degradation. An HLR of $0.2030 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$ was applied during a period of 67 days. The removal efficiency of COD and ammoniacal nitrogen were measured to determine if the relatively high concentration of CBZ in HWW caused a negative effect on the biofilm performance. Once the biofilm achieved removal stability of these macro-pollutants, punctual samples were withdrawn at the inlet and outlet of the biofilter unit for the measurements of CBZ concentrations.

Important adsorption of CBZ over the filtering material was expected once CBZ started to be added to HWW feeding the biofilter. Therefore, the CBZ adsorption capacity of the filter bed was estimated by applying Equation (1):

$$q = \sum_{i=0}^n \frac{(S_0 - S_e) * \Delta t * Q}{M} \quad (1)$$

q = Adsorption capacity, $\mu\text{g/g}$.

S_0 = Influent concentration, CBZ $\mu\text{g/l}$.

M = Filtering material mass, g.

S_e = Effluent concentration, CBZ $\mu\text{g/l}$.

Q = Flow, l/d.

Δt = Time interval (d), between the beginning of addition of CBZ and the saturation of the bed filter defined as removal efficiency equal to zero and before a period of equilibrium characterized by desorption-adsorption.

Stage 3. Hybrid system

During this stage HWW was spiked with a CBZ concentration of 1 000 $\mu\text{g/l}$ which is lower than the concentration applied in stage 2 (10 000 $\mu\text{g/l}$), used to saturate the filter bed. This CBZ concentration was chosen because it is among the highest reported for pharmaceutical wastewater (PHWW) in countries like Israel, even if it is higher than the concentration reported in HWW in countries like Brazil, China, and Sweden (Table 1).

This spiked HWW was then treated by EO followed by a BF process. EO was applied under the operational conditions presented in section “Electro-oxidation experimental set-up” to transform the parent molecule of CBZ. The EO reaction time was set to 60 min because earlier experimentation showed that at 60 min a maximum % of CBZ was transformed (See results section “Hybrid system”). EO was performed using two pairs of electrodes (two anodes of Ti/PbO₂ and two cathodes of titanium) in mesh configuration with dimensions of 9 cm (width) x 8 cm (length) and a working volume of 1 l. The current intensity applied to each pair of electrodes was 1.0 A. At the end of the EO process, the removal efficiencies for CBZ, COD, NH₄⁺-N were measured, and the EO effluent was drawn in a homogenization tank from where the BF was fed, because EO worked in batch mode and BF in continuous mode.

The BF was operated with a flow of approximately 3 l/d equivalent to an HLR of 0.4060 m³/m² d. This means that the EO unit had to perform between three and four treatment cycles per day to have enough effluent to feed the BF.

Carbamazepine (CBZ) determination

CBZ concentration in the aqueous solutions was measured with an Agilent series 1260P (ABC Instrumentation, Mexico City, México), high performance liquid chromatograph (HPLC) with a quaternary pump coupled to a diode array detector (DAD). The separation was carried out on an Agilent ZORBAX SB C-18 column (4.6 X 100, 3.5 µm). The mobile phase that was used was composed by HPLC water (A) and acetonitrile

(B), Fermont lot 718361, in isocratic flow of 0.8 ml/min (A 40 % and B 60 % v/v). The injection volume was 20 μ L. CBZ was monitored at a wavelength of 286 nm. Retention time of CBZ was 1.753 min and detection limit (DL) and quantification limit (QL) are 25 μ g/l and 50 μ g/l of CBZ, respectively. The range of the calibration curve was established between 25 and 1 200 μ g/l of CBZ, applying a lineal model with $R^2 = 0.9966$. Precision and accuracy were evaluated obtaining a standard relative deviation of ± 15 % (0.4-13.8 %) and a coefficient of variation of ≤ 15 % (0.21-6.94 %).

Measurements of other parameters

COD, TSS and VSS were measured according to Methods 5220 C, 2540 D and 2540 E of the Standard Methods, respectively (APHA, 1991). Ammoniacal nitrogen, Total nitrogen, total phosphorus, and orthophosphate were measured according to methods 8038, 10072 10127, 8048 of HACH, respectively, using a HACH DR/3900 spectrophotometer. The electrical conductivity was tested with a conductivity meter TRACER Code 1766 and the pH was tested with a pH meter Thermo scientific Orion 3-Star with glass electrode.

Results and discussion

Hospital wastewater (HWW) characterization

The HWW characterization (Table 2) showed that it has a high concentration of total nitrogen (95 mg TN/l) mainly in the form of ammoniacal nitrogen content (90 ± 0.4 mg NH_4^+ -N/l), which corresponds to a high strength wastewater, if compared to the domestic one. On the other hand, the HWW presented a low content of chemical oxygen demand (COD) of 379 ± 144 mg COD/l, which is similar to a low-medium strength domestic wastewater according to Tchobanoglous, Burton, Franklin, Stensel and Metcalf & Eddy (2003). In addition, it presented a high concentration of total suspended solids (870 mg TSS/l) from which the most part are volatile suspended solids (730 mg VSS/l). A particular characteristic observed is the presence of a high electrical conductivity between 1 494 and 2 559 $\mu\text{S}/\text{cm}$, which is approximately equivalent to 821.7 to 1 407 mg/l (ppm) of salinity (<https://www.landscape.sa.gov.au/mr/publications/measuring-salinity>, June 22, 2021). This high salinity allows to perform EO without the addition of any supporting electrolyte (Kumari & Tripathi, 2019).

Table 2. Main chemical characteristics of hospital wastewater.

Parameter	Unit	Dry season	Rainy season
Chemical oxygen demand (COD)	mg/l	379 ± 144	181 ± 71
Total nitrogen (TN)	mg/l	95 ± 2.3	57 ± 7.2
Ammoniacal nitrogen (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	90 ± 0.4	49.9 ± 5.5
Nitrate (NO ₃ ⁻)	mg/l	4.1 ± 0.9	3.7 ± 0.4
Total suspended solids (TSS)	mg/l	870 ± 61.8	---
Volatile suspended solids (VSS)	mg/l	730 ± 57.4	---
pH		7.4 ± 0.4	7.5 ± 0.2
Electrical conductivity	µS/cm	2 559 ± 216	1 494 ± 62
Total phosphate (TP)	mg/l	33 ± 0.8	---
Ortophosphate (PO ₄ ³⁻)	mg/l	26 ± 0.1	---
Total chlorine	mg/l	0.08 ± 0.01	---
Free chlorine	mg/l	0.065±0.005	---
Carbamazepine*	µg/l	<25	---

The presence of CBZ was detected in the HWW but in low concentration, in the order of micro-grams per liter, under the detection limit of the equipment used (25 µg/l) (Table 2). This agrees with the order of concentration reported for other HWW in Sweden, China, and Brazil (Table 1). It is known that HWW contains toxic or persistent substances such as drugs, radio nucleotides, solvents, heavy metals, disinfectants,

EPs and other micro-contaminants, all of them difficult to degrade in biological processes. So, in this work the effect of using a short EO to transform these molecules in other more biodegradable molecules to favor a greater removal is being studied.

Start-up and stabilization of biofilter operation

During this stage, the biofilter was fed with HWW without addition of CBZ, with a flow of 1.5 l/d (equivalent to an HLR of $0.2030 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$) to develop a biofilm on the filtering material. As it can be seen in Figure 1a, there is a constant increase in the removal efficiency of organic matter measured as COD from day 1 to 73 of the operation period. At the same time, the biofilter also increases its removal efficiency in ammoniacal nitrogen in a similar period, from day 1 to 80 (Figure 1b). This was assumed as the occurrence of a heterotrophic and nitrifying biomass activity increase because the effluent concentration of COD and ammonia nitrogen showed a typical curve of progressive reduction between days 20 and 70. This removal is assumed not to be due by adsorption because the typical adsorption curves shows that initially the effluent concentration is low, associated at a high removal efficiency, and by the time, the effluent concentration tends to increase because the saturation of the filtering materials.

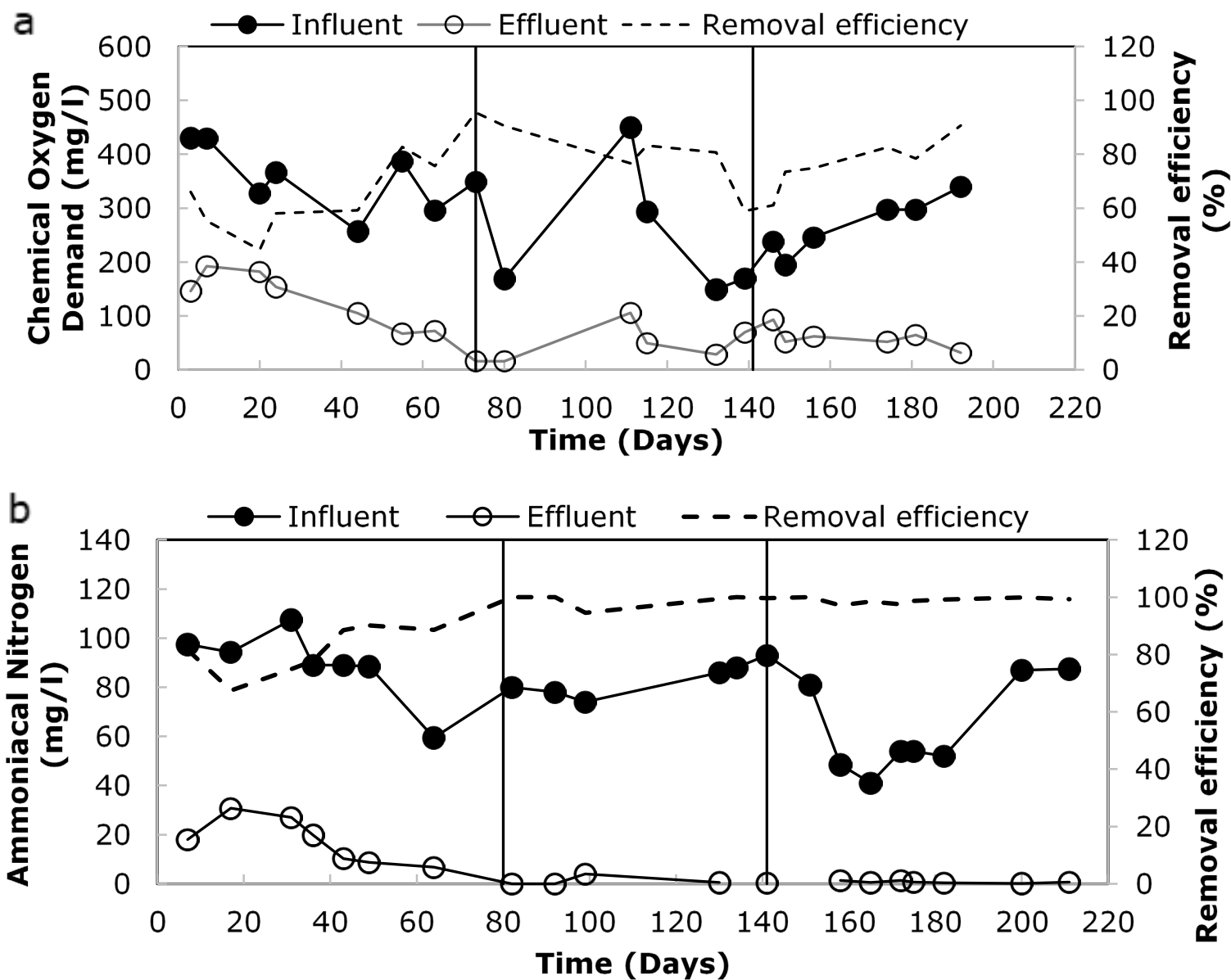


Figure 1. a) Chemical Oxygen Demand and b) ammoniacal nitrogen removal in biofilter. Operating conditions: hospital wastewater, hydraulic loading rate $0.2030 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$; Initial concentration of carbamazepine of $10\,000 \text{ }\mu\text{g/l}$ since day 141.

Subsequently, a stabilization period can be observed from day 73 to 141. During this period, COD ($81 \pm 13 \%$) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($99 \pm 2 \%$) removal efficiencies reached a plateau. Thus, it was assumed that the biological activity in the biofilter reached the stationary phase from day 73 to 141.

CBZ removal in a biofiltration process

Effect of CBZ addition over macro-pollutants (COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$) removal in the biofilter

Once the biofilm was formed and the BF operated in a stable way, the biofilter was evaluated regarding the addition of CBZ. From day 141 on, HWW started to spike with a CBZ concentration of 10 000 $\mu\text{g/l}$. In Figure 2 (day 141 to 211) it can be observed that despite of adding 10 000 $\mu\text{g/l}$, the initial concentration presented some variation, being the average concentration equal to $9\,368 \pm 1\,579 \mu\text{g CBZ/l}$. It is possible that this variation is related to an adsorption effect of CBZ on the HWW solids (Malvar, Santos, Martín, Aparicio, & Alonso, 2020). This is because the concentration of total suspended solids measured in the wastewater was very variable and presented concentrations three times higher than those for municipal wastewater. On the other hand, the polypropylene bottles used to contain the feed water can adsorb some CBZ too (Torres, Dioses-Salinas, Pizarro-Ortega, & De-la-Torre, 2021).

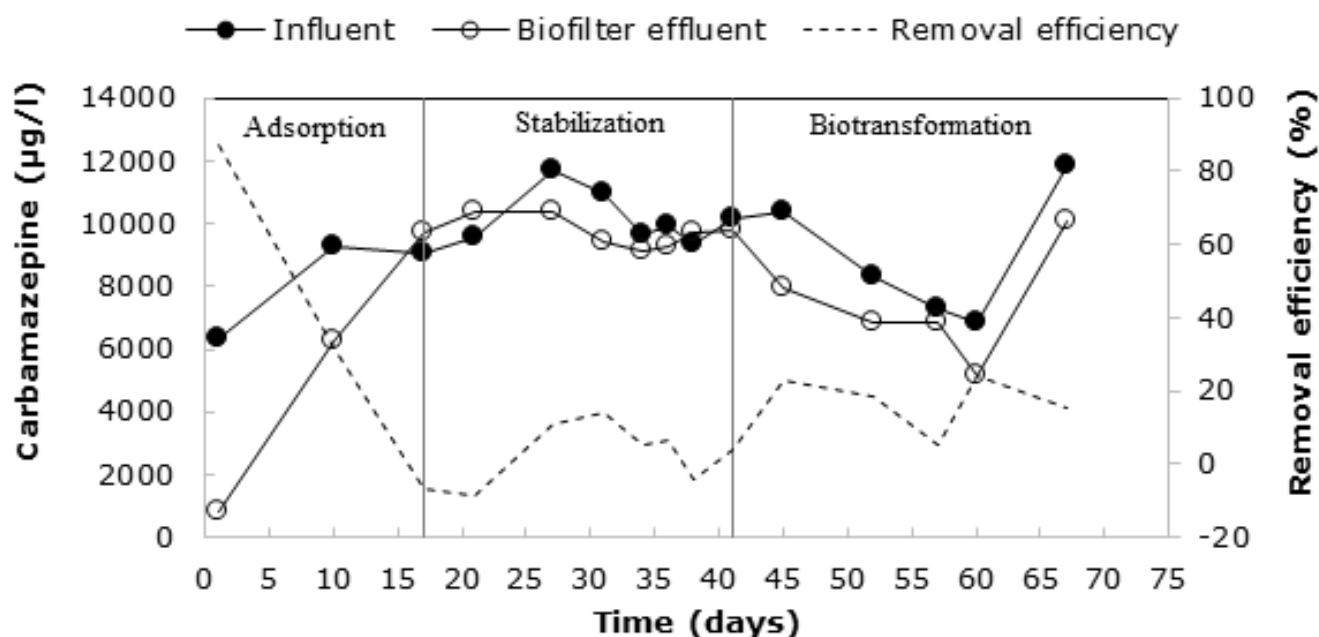


Figure 2. Carbamazepine efficiency removal in biofilter after spike hospital wastewater.

The initial high concentration of CBZ ($9\,368 \pm 1\,579 \mu\text{g CBZ/l}$) did not affect the performance of the biomass for organic matter and ammoniacal nitrogen removal efficiencies. In this period, the removal efficiency for COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ was $78.9 \pm 11 \%$ and $98.8 \pm 1.5 \%$, respectively. To verify that the addition of CBZ did not affect the biomass activity, a single factor ANOVA test was performed with a reliability of $p < 0.05$. Table 3 shows the statistical analysis. F-value was under the critical value of F for both COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal efficiencies, demonstrating that there is no statistically significant difference between removal efficiencies before and after spiking HWW with CBZ. This suggests that a CBZ concentration of $10\,000 \mu\text{g/l}$ did not inhibit the

activity of the microorganisms for the removal of macro-pollutants (COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$). However, it has been reported that CBZ has negative effects on natural ecosystems. For instance, Lawrence, Swerhone, Wassenaar and Neu (2005) developed a lotic riverine biofilm on a reactor and by adding 10 $\mu\text{g/l}$ of CBZ significant effects were observed: bacterial biomass reduction, meanwhile algal biomass increased and exopolymer production decreased. In other study, Tian *et al.* (2019) found maximum reduction of 69 % in fecundity and 60 % in fertility while exposing *Daphia magna* to 50 $\mu\text{g/l}$ of CBZ.

Table 3. Analysis of variance (ANOVA) for the elimination of organic matter and ammoniacal nitrogen in a biofilter, with natural filtering material, before and after fortifying hospital wastewater with 10 000 $\mu\text{g/l}$ of carbamazepine.

Parameter	Removal efficiency before CBZ fortifying (%)	Removal efficiency after CBZ fortifying (%)	F-value	Critical value for F-value	Probability
Chemical Oxygen Demand	80.9±12.7 (n = 6)	78.9±11.1 (n = 6)	0.309	4.600	0.587
Ammoniacal Nitrogen	98.9±2.1 (n = 6)	98.8±1.5 (n = 8)	1.559	4.747	0.236

The fact that biomass in the biofilter was not affected under such high CBZ concentration for a period of 70 days could be related to the following facts:

1. Biofilter promotes the formation of several layers of biofilm where anaerobic, anoxic and aerobic bacteria coexist surrounded by self-produced polymer matrix consisting of polysaccharide, protein, DNA and humic acids commonly known as extracellular polymeric substance (EPSs) (Mazumder, Falkinham, Dietrich, & Puri, 2010). In this sense, EPSs protect bacteria against noxious environmental conditions (Shama & Iffat, 2016; Tuson & Weibel, 2013).
2. Another possibility is that having been fed the biofilter with HWW, microorganisms in this effluent growing as a biofilm in the biofilter could already be acclimatized to different pharmaceuticals, including CBZ. To this respect, Zhang *et al.* (2020) reported changes in microorganism populations when feeding a biofilm system with CBZ.
3. On the other hand, CBZ is less toxic if compared to other pharmaceuticals like ciprofloxacin and metformin. For example, García-Sánchez *et al.* (2019) found a negative effect on nitrifier community, in a similar non-conventional biofilter packed with *Ficus* chips, treating municipal wastewater at much lower concentrations of ciprofloxacin (5 µg/l) and metformin (100 µg/l).

Removal of CBZ from HWW in the Biofilter

Once the Biofilter presented stable removal of COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$, it was operated with HWW spiked with 10 000 $\mu\text{g CBZ/l}$ (resulting in an influent average concentration of $9\,368 \pm 1\,579 \mu\text{g CBZ/l}$), for additional 67 days and was fed with an HLR of $0.2030 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$. It is worth noting that, a high removal efficiency of CBZ of 87.4 % was recorded during the first days of addition of CBZ in the raw HWW due principally to a phenomenon of adsorption. However, the efficiency decreased rapidly during the subsequent 17 days of operation (Figure 2). This important mechanism of adsorption has been reported before in a biofilter packed with an organic filtration bed, as being the principal mechanism of removing micropollutants. For example, colorant molecules (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2011) or macro-pollutants like nitrogen (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2005) until the filter bed is saturated.

Adsorption is a function of different factors such as initial concentration, pH, temperature, the octanol-water partition coefficient (K_{ow}) and the constant acid dissociation (pK_a) of carbamazepine molecule (Aubertheau *et al.*, 2017; Silva, Jaria, Otero, Esteves, & Calisto, 2019). To this regard, CBZ has hydrophilic characteristics and a neutral charge, which would make it a difficult molecule to remove from water through adsorption. However, hydrophobicity interactions do not always direct the adsorption process. For example, Wunder, Bosscher, Cok and Hozalski, (2011) did not find a direct correlation between the adsorption capacity of different pharmaceuticals molecules and their K_{ow} properties, as it was observed for CBZ in the present study. Other studies have reported significant adsorption capacities of CBZ in adsorbent materials like

carbon. For example, Silva *et al.* (2019) reported between 12 600 and 212 000 $\mu\text{g/g}$ for activated carbon. Such capacities would be sufficient to remove CBZ from wastewater for a long time given the actual concentrations of this molecule reported in municipal wastewater, up to 2.6 $\mu\text{g/l}$ (Dalahmeh *et al.*, 2018). In the case of pouzzolane-Tezontle, pore size adsorption effect (deposition of the molecules of CBZ in the pores) may be another mechanism occurring since the size of the CBZ molecule is between 0.72 and 1.35 nm and pore size of pouzzolane-Tezontle is between 2 and 50 nm (Punyapalakul & Sitthisorn, 2010; Tejeda *et al.*, 2017a).

The adsorption capacity of the filter material (mix of pouzzolane-tezontle and mesquite wood chips) for CBZ was calculated in 19.84 $\mu\text{g/g}$ (Figure 2) for an average initial concentration of $9\,368 \pm 1\,579$ $\mu\text{g CBZ/l}$. In a previous study, Tejeda *et al.* (2017a) determined the adsorption capacity of pouzzolane-Tezontle for CBZ in 3.2 $\mu\text{g/g}$. This difference in adsorption capacity should belong to the combination of both filter materials, pouzzolane-Tezontle and mesquite wood chips. This important difference between both filtering material could be explained by the mesquite wood chips characteristics like microporosity and ionic electric charge (Garzón-Zúñiga & Buelna, 2011). However, it is recommended to determine the adsorption capacity of pouzzolane-Tezontle and mesquite alone to understand the contribution of each material to the adsorption capacity of the biofilter used in this study.

After the saturation of the filter material, an equilibrium period characterized by a phenomenon of desorption and adsorption that lasted approximately 24 days (Figure 2, day 17 to 41) was observed. During this period, those initial concentration variations were seen, which produced

a slight increase of removal efficiency when influent concentration increases and vice versa (Figure 2).

Finally, from day 41 onwards, a constant removal efficiency was reached. The average concentration of CBZ in the influent and effluent from day 45 to 67 was $8\,935 \pm 2\,136 \mu\text{g/l}$ and $7\,384 \pm 1\,804 \mu\text{g/l}$, respectively. This shows a stable average removal efficiency of CBZ of $17.2 \pm 7.4 \%$ or $1\,551 \pm 664 \mu\text{g/l}$ that can be related to biotransformation, which is relatively higher than most of the removal efficiencies reported for activated sludge processes, which is under 10 %, and removing lower concentrations in the order of ng/l (Zhang *et al.*, 2008). It is worth noting that even if only 17 % of CBZ removal was achieved, the removal of CBZ in terms of concentration ($1\,551 \pm 664 \mu\text{g/l}$) is higher than the concentration in most of the reports for HWW, MWW and PHWW effluents, which are between 0.1 and 890 $\mu\text{g/l}$ (Table 1).

The best performance on the CBZ removal efficiency observed in this study in HWW could be related to the high degree of nitrification achieved in this biofilter which agrees with the results of some previous investigations studying emerging organic pollutants and nitrification. For example, Servos *et al.* (2005), by evaluating eighteen WWTP for 17h-estradiol removal, claimed that there might be an association between the degree of nitrification in the treatment system and the removal of estrogens. This association has been tested before by Vader *et al.* (2000). They compared sludges with low and high nitrification degrees, demonstrating that those sludges with low degree were not capable of degrading 17h-estradiol. But the role of nitrifiers to biotransform organic micro-pollutants is also important for recalcitrant

pharmaceuticals like CBZ. Tran, Urase and Kusakabe (2009) observed a significant improvement in the removal efficiency of CBZ with a nitrifying activated sludge, if compared to the removal efficiency found in a conventional activated sludge. High degree of nitrification improved biological diversity and growth conditions resulting in increased biological transformations (Lema & Martínez, 2017; Servos *et al.*, 2005). Likewise, Zhang, Zhu, Szewzyk, Lübbecke and Uwe-Geissen (2017) reported a significant difference in the removal efficiency of CBZ when using a microbial consortium (more diversity of microorganisms) developed with real wastewater than when use a microbial community (less divers) in synthetic wastewater.

Hybrid system: Electro-oxidation followed by biofiltration

Preliminary experimental tests were conducted to determine the best operational conditions for the EO process. As mentioned in methodology, CBZ was degraded over 120 minutes at different current intensities (0, 1.0, 1.5 A). The results are presented in Figure 3.

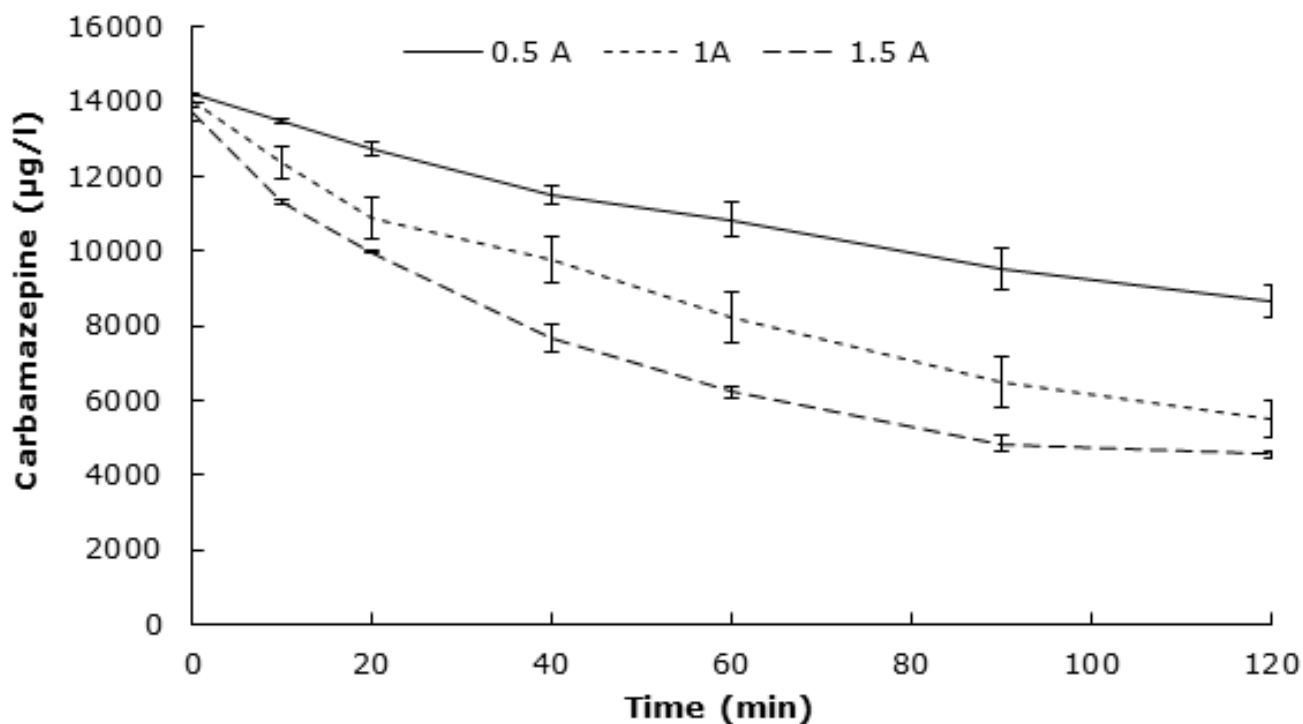


Figure 3. CBZ degradation with different current intensities. Applying a, A/V ratio of $7.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

ANOVA analysis and a mean comparison test were conducted using the Tukey method ($P < 0.05$ = Statistically different). Within 10 minutes, there were already significant differences between 0.5 and 1.5 A ($P = 0.0188$) and these differences remained significant throughout the entire experiment. The difference in CBZ removal efficiency between the 0.5 A and 1.0 A treatments was significant from 60 minutes forward (60 min, $P = 0.0041$; 90 min, $P = 0.0145$; 120 min, $P = 0.0098$). The difference between 1.0 A and 1.5 A was not statistically significant since the P value was always greater than 0.05. As a result of this preliminary study, it was determined that in subsequent experiments, the current intensity should

be 1.0 A equivalent to 13.88 mA/cm² and the electrolysis time should be 60 minutes, which are common values considered in recent literature.

To select the value of electrode area per working volume of the reactor, a kinetic test was performed at different electrolysis times, that is, 10, 20, 40, 60, 90, and 120 minutes, using one, two, and three pairs of electrodes equivalent to three different A/V ratios: 7.2, 14.4 and 21.6 m²/m³, respectively. The results are shown in Figure 4.

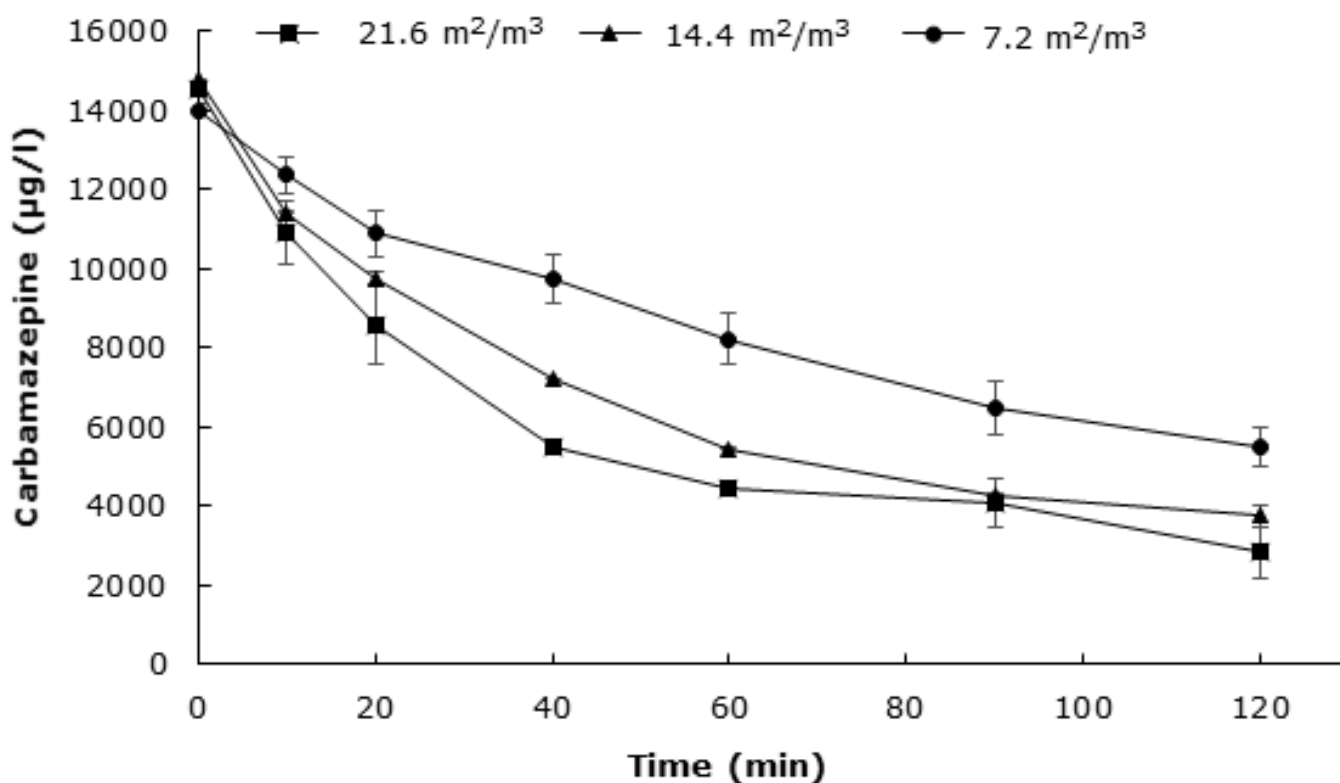


Figure 4. CBZ degradation with three different A/V ratios.

The results were analyzed using a variance analysis and a mean comparison test using the Tukey method ($P = 0.05$). From 40 min forward, the A/V ratios of the three groups began to differ significantly (ANOVA $P = 0.0086$). During the experiment, 14.4 and 21.6 m^2/m^3 treatments did not differ statistically except at min 40 ($P = 0.0088$). Thus, an A/V of 14.4 m^2/m^3 was chosen to carry out the EO process in this study.

Electro-oxidation as pretreatment

The initial concentration of CBZ, in the spiked HWW, was between 1 250 and 1 800 $\mu\text{g}/\text{l}$ with an average value of $1\,491 \pm 256 \mu\text{g}/\text{l}$ (Figure 5). This HWW was first treated by EO using an anodic electrode of Ti/PbO_2 , 1.0 A ($13.88 \text{ mA}/\text{cm}^2$) and a 60 min reaction time.

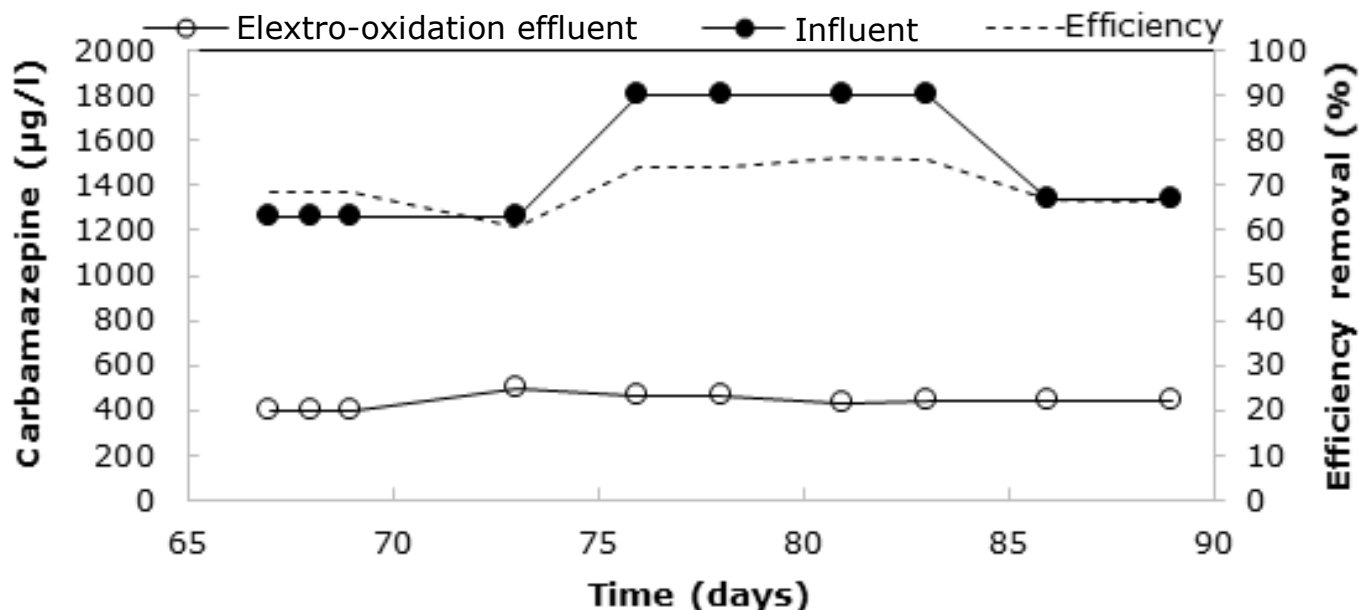


Figure 5. Electro-oxidation of raw hospital wastewater spiked with carbamazepine.

Under these conditions, EO had an average removal efficiency of CBZ of 70.0 % with a standard deviation of 4.6 % (Figure 5), which agrees with the previously reported CBZ degradation in EO processes using synthetic WW. For example, Komtchou, Dirany, Drogui and Bermond (2015) reached 73.2 ± 0.31 % with a BDD anode and the following experimental conditions: 120 min of treatment, 0.2 A (1.8 mA/cm^2), Fe^{2+} concentration of 0.25 mM, initial pH 3.0, initial CBZ concentration of 12 000 µg/l. Ouarda *et al.* (2018), when applied EO as pre-treatment for the removal of CBZ and venlafaxine, obtained 50 and 66 %, respectively.

Similarly, in an EO process, Gurung, Ncibi, Shestakova, & Sillanpää (2018) reached a CBZ removal of 75.5 % from a spiked wastewater (20

000 $\mu\text{g/l}$) with a $\text{Ti/Ta}_2\text{O}_5\text{-SnO}_2$ anode, after 8 h of electrolysis, 9 mA/cm^2 of current density, pH 6, temperature of 30 $^\circ\text{C}$, and using 0.1 M Na_2SO_4 as supporting electrolyte. As it can be seen on these references, 75 % efficiency was not exceeded. This could be due to limitations in the process that have been previously reported such as parasitic reactions in which the $\bullet\text{OH}$ evolve to O_2 and stop oxidizing the recalcitrant molecules (Hmani, Samet, & Abdelhédi, 2012) or the passivation of electrodes (Zhu *et al.*, 2010) or the kind and amount of supporting electrolyte in synthetic HWW. Regarding the CBZ oxidation process during EO, there are two well-documented mechanisms for the degradation of organic pollutants in an EO system: Direct oxidation and indirect oxidation. Direct oxidation takes place on the surface of the anode by direct electron transfer from physisorbed hydroxyl radicals ($\bullet\text{OH}$) formed by the anodic oxidation of water at the electrode surface (Comninellis & Chen, 2010). The indirect oxidation occurs in the liquid matrix where ionic species such as chlorides, sulfates and carbonates can be oxidized to generate intermediate oxidants in the solution that oxidize organic molecules (Drogué, Blais, & Mercier, 2007). Direct oxidation is favored with “non-active” electrode types like the ones used in this study. However, and due to the natural presence of chlorides in HWW, indirect oxidation also takes place. To this regard, Liu, Hu and Lo (2019) evaluated the removal of three drugs containing amines in synthetic wastewater (simulating HWW) and found that if an electrolyte support of Na_2SO_4 is used, 59.2-71.4 % of the drugs were removed. While when using an electrolyte support of NaCl , which favors greater indirect oxidation, efficiencies of 75.8 - 99.6 % were achieved. This increase is related to the synergy between hydroxyl radicals (direct oxidation) and active chlorine (indirect oxidation), with direct oxidation being the main

drug removal mechanism, but indirect oxidation considerably increased removal efficiencies. This was also reported by Romero-Soto *et al.* (2018) who found a removal of an antibiotic (chloramphenicol) of 76 % in 12 min with direct oxidation ($\bullet$ OH) and an additional 24 % due to indirect oxidation. Therefore, taking into account that the HWW used in this study had a total chloride concentration of 0.08 ± 0.01 mg/l and a free chloride concentration of 0.065 ± 0.005 mg/l (Table 2) and an electrical conductivity of between $1\,494 \pm 62$ and $2\,559 \pm 27$ μ S/cm, both direct and indirect oxidation processes are expected to take place.

In the degradation of drugs, the removal of the parent compound entails a series of transformations to by-products. In the case of CBZ, the main transformation by-product is 10,11-EpoxyCBZ (EP-CBZ). Later transformations include the formation of Acridine-9-carbaldehyde and Acridone that eventually continue their degradation until the rupture of rings reaching simpler compounds and their mineralization (García-Espinoza *et al.*, 2018; Mir-Tutusaús *et al.*, 2021). However, by-product mineralization requires long electrolysis times and requires much more energy (Oller, Malato, & Sánchez-Pérez, 2011), which indicates that an important part of that 70 % CBZ removal, measured in the present study must be transformed in by-products that have different physic and chemical properties than the parent compound whereby, adsorption and toxicity will differ as well. For example, the main CBZ metabolite EP-CBZ is significantly more toxic than its parent compound CBZ according to Heye *et al.* (2016) and has a reduced adsorption capacity (Malvar *et al.*, 2020). Therefore, a biological process should treat the remaining CBZ and by-products, however these last were left out of the scope of this study. This has a series of implications to consider, among the main ones are:

1) the biological process to be applied must be resistant to the toxic by-products that are generated, probably the microorganisms of the biological process require an acclimatization period to be able to remove or bio-transform these by-products; 2) determining which by-products can be formed requires a great deal of work for each molecule, so an indirect way of following the mineralization or transformation of the by-products into simpler and less harmful compounds is through toxicity and total organic carbon (TOC) analysis.

Biofiltration

In this stage, the same biofilter unit previously fed with raw HWW and spiked with CBZ (10 000 µg/l) was fed now with the EO effluent containing an average concentration of 437 ± 33 µg/l of CBZ. By decreasing the influent concentration in the BF (HWW pretreated by EO), desorption of the accumulated CBZ on the biofilter was expected. To accelerate this process initially, the HLR was increased from 0.2030 to 0.4060 m³/m² d. After 11 days of operation, the biofilter effluent reached a maximum concentration of CBZ of 14 450 µg/l, then desorption decreased and reached 4 142 µg/l of residual concentration of CBZ after day 89 (Figure 6a). From day 89 on, the filtration velocity of the EO effluent in the Biofilter unit was reduced significantly by applying again a HLR of 0.2030 m³/m² d. Under these conditions, desorption dropped drastically showing a first effluent concentration removal of CBZ of 360 µg/l, followed by a small period of adsorption/desorption process between days 89 and 103

of the operation period. From day 110 onward, the global (EO + BF) system showed a steady state for CBZ removal efficiency (Figure 6b).

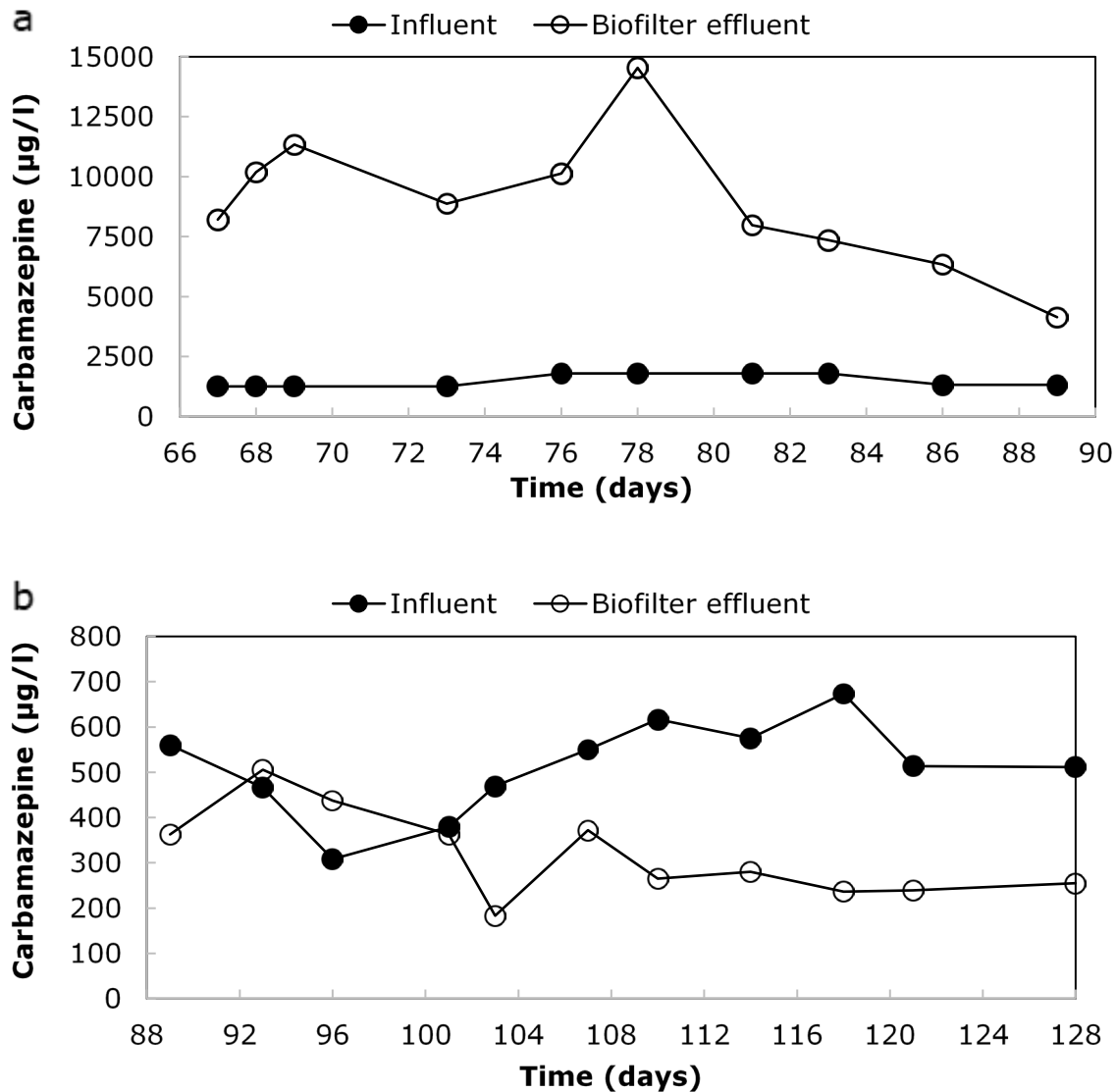


Figure 6. Carbamazepine concentration in electro-oxidation pre-treatment and biofilter: a) with hydraulic surface load of 0.4060 m³/m² d; b) with hydraulic surface load of 0.2030 m³/m² d.

In this period The HWW influent average concentration was $1\,830 \pm 235$ CBZ $\mu\text{g/l}$. The concentration in the EO effluent was 139 ± 45 CBZ $\mu\text{g/l}$ and the effluent of the BF was 853 ± 203 CBZ $\mu\text{g/l}$ (Figure 7a). This means that there was a removal efficiency of 92 % in EO. Then a negative removal efficiency of -39 % was observed in the biofilter giving a final global removal efficiency of 53 % (Figure 7b) equal to an average value of 976 $\mu\text{g/l}$ removed. This indicated that, in terms of the global removal efficiency, the system EO + BF increased by approximately 40 % the removal efficiency of the BF alone, which passed from 17 to 53 % without and with pre-treatment by EO, respectively.

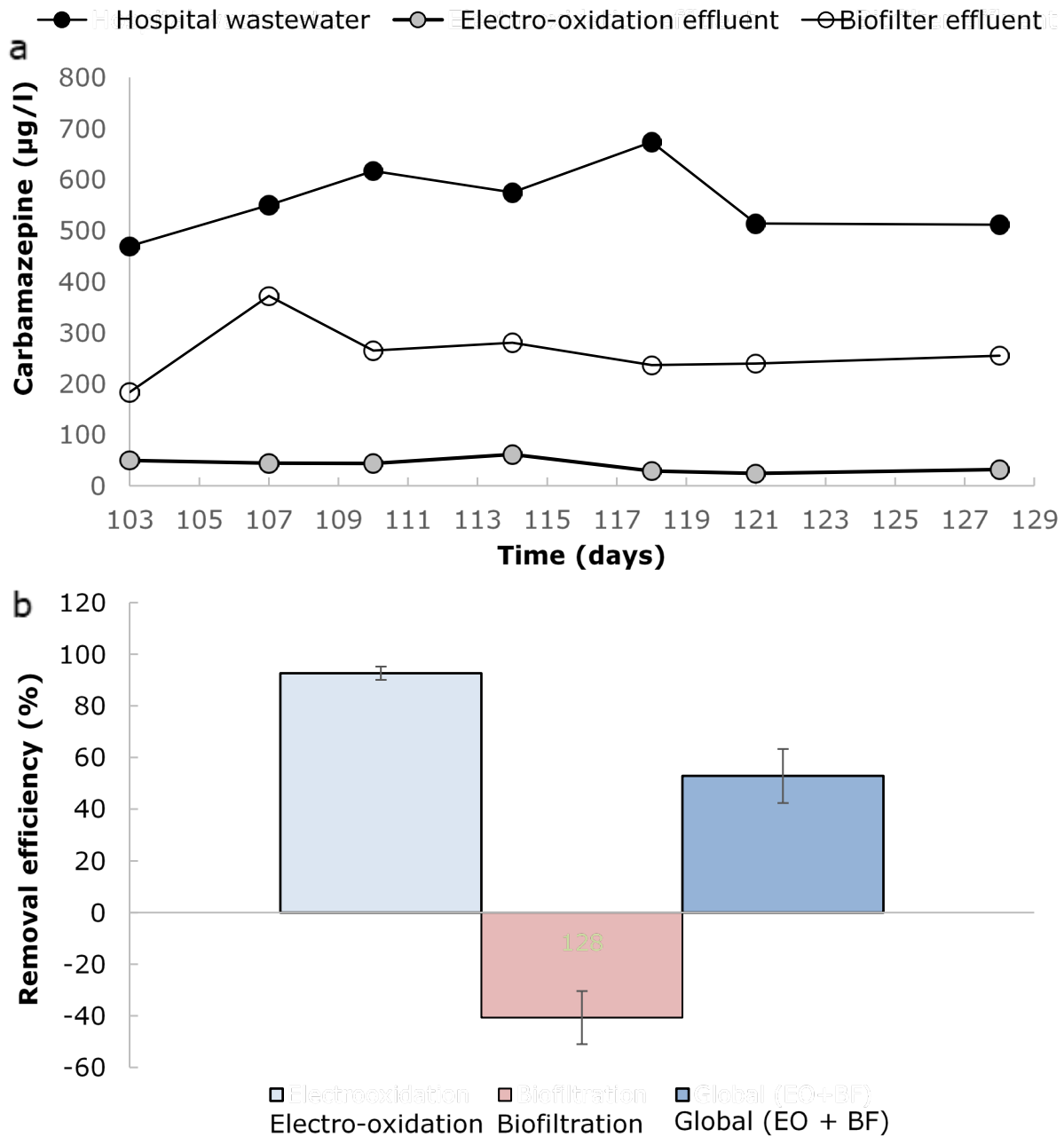


Figure 7. a) Carbamazepine concentration in the raw HWW, the EO effluent and the biofilter effluent; b) removal efficiency of carbamazepine in EO process, biofiltration process and global removal efficiency.

It is worth noting that the removal of CBZ in terms of concentration ($976 \pm 203 \mu\text{g/l}$) achieved in this period is higher than the concentration in most of the reports for HWW, MWW, which are between 0.1 and $5.68 \mu\text{g/l}$ and even is similar to the concentration in some PHWW (Table 1).

Although the improvement of the global CBZ removal was almost 40 %, by including an EO process as a pretreatment, the efficiency in the biofilter decreased because it depends on the phenomenon of adsorption-desorption of the CBZ which was dynamic in the biofilter after the filtrating media was saturated, and final removal efficiency was driven mainly by the HLR and the influent's CBZ concentration, which caused negative efficiencies.

The adsorption capacity of the packing media is the result of a few adsorption mechanisms that can occur simultaneously between packing material and carbamazepine, including pi-pi bonds, hydrophobic interactions, and hydrogen bonds (Aghababaei, Azargohar, Dalai, Soltan, & Niu, 2021). It seems that once the packing media surface had formed a single layer by hydrogen bonds, multiple layers may be formed due to stacking of CBZ molecules by pi-pi interaction as proposed by Bizi (2019). Pi-Pi interactions are relatively weak bonds (Muguruma, 2018) that can be easily broken because of cross forces such as changes in hydraulic loads, and changes in concentration and pH. Furthermore, the multilayer behavior is also well supported by the Freunlich model and the SIPS model (a combination of the Freunlich and Langmuir models). To which the adsorption of CBZ in the biofilter was adjusted. This is a behavior that is observable in several adsorbents for CBZ (Décima *et al.*, 2021).

Therefore, under the conditions that occur in full scale treatment systems, where the composition or concentration of CBZ is variable, as well as the pH and even the flow rate and therefore the hydraulic load, they can generate the conditions so that the multilayers of CBZ are easily desorbed.

The results observed in this work about the desorption of CBZ are more in concordance with those of authors as Ouarda *et al.* (2018) and Dalahmeh *et al.* (2018) who reported a desorption phenomenon during the treatment in a biological process of an effluent pretreated by EO, than with those reported by Rodríguez-Nava *et al.* (2016), who reported partial removal efficiency (50 %) of pharmaceuticals (others than carbamazepine) by EO as pre-treatment and 100 % removal by treating the EO effluent by a biological process of activated sludge.

According to these results, it would be important to evaluate a hybrid system where the EO is a post-treatment stage of a biological treatment, to avoid desorption problems. In this sense, Ouarda *et al.* (2018) found that when using an MBR, the removal of CBZ and venlafaxine is very limited (< 10 %), but by submitting the biologically pretreated effluent to EO, it was possible to remove 100 % of EPs in 40 min and with 0.5 A (Nb/BDD).

Macro-pollutants removal using the hybrid process (electro-oxidation followed by biofiltration)

Regarding macro-pollutants (COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$), the combined system (EO + Biofilter) showed the following results: EO process did not significantly

remove COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$. The removal efficiencies between days 67 and 128 of operation were 2.5 and 16.9 %, respectively (Figure 8). Poor COD removal efficiency was expected, and that can be attributed to refractory organics present in HWW that are partly transformed into less complex and more biodegradable organic molecules which are still being measured as COD. During partial removal of COD in the electrochemical process, effluent biodegradability is often enhanced allowing a subsequent biological step to be performed better. For instance, Wang, Hou, Zhang, Qi and Wang (2015) found 48 % of COD removal efficiency in 45 min of electrolysis, applying 75 mA/cm^2 , but BOD_5 had a negative removal of 64 %, which enhanced the BOD_5/COD value from 0.05 to 0.27. Unfortunately, in this research BOD_5 was not measured so it was not possible to verify that it increased after EO. However, it was expected that CBZ and other recalcitrant molecules were transformed. Commonly, to mineralize COD with EO as the only treatment process, longer electrolysis time and higher current intensity are required. For example, Ghimire *et al.* (2019) removed 97.6 % COD from domestic wastewater with a seven-hour experiment at 5 V (Pt anode) and reached 10 % COD removal with 0.6 V. Martínez-Huitle, Dos-Santos, De-Araújo and Panizza (2012) found 100 % COD removal in 15 h for dyestuff effluent using a BDD anode, pH 10, 0.25 M HClO_4 and 40 mA/cm^2 . However, less effective results have been obtained, for example, Can (2014) reached 64.7 % COD removal in 6 h from fruit-industry wastewater with an initial COD of 20 713 mg/l.

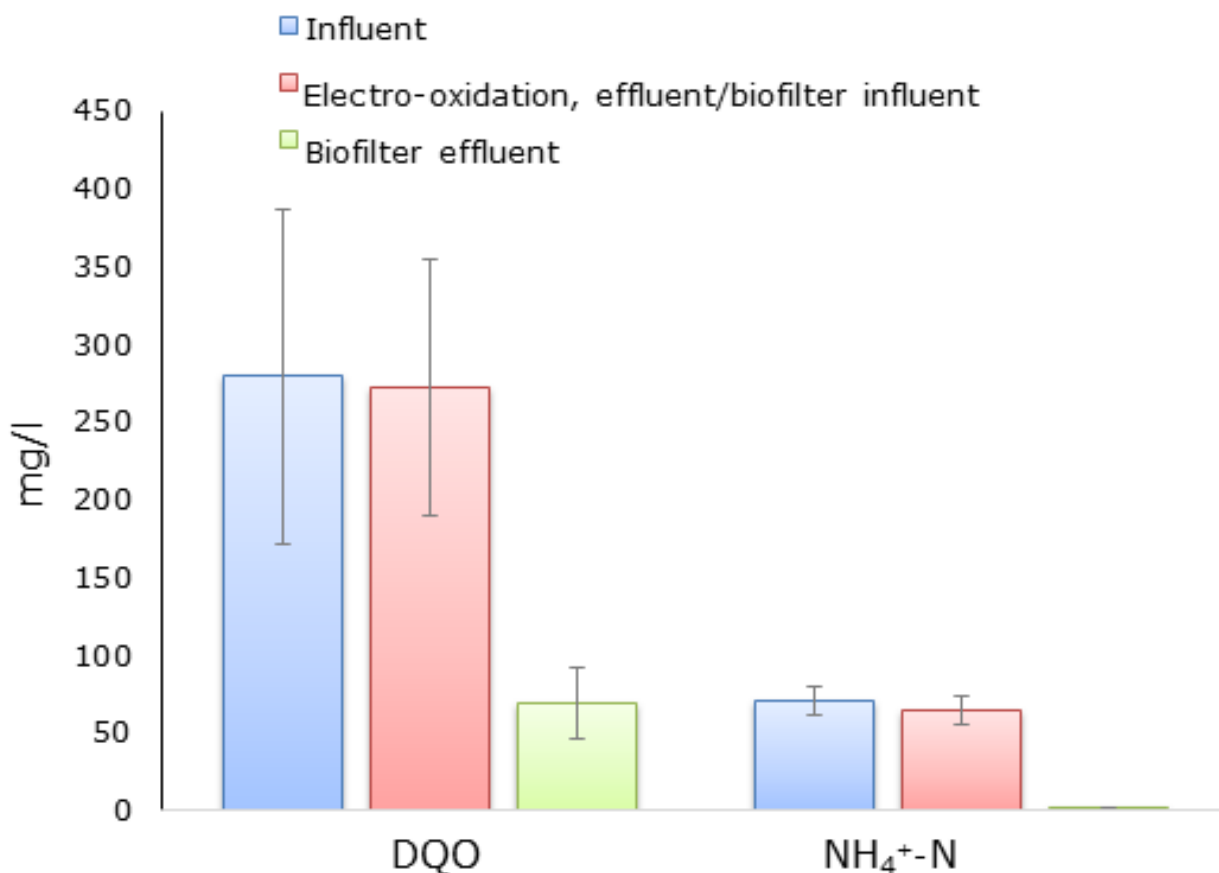


Figure 8. Organic matter and ammoniacal nitrogen removal in the global system (EO + biofilter).

However, the transformation of recalcitrant substances and a partial COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal in an EO process is beneficial prior to a biological process, so that the latter can continue the biodegradation of organic matter and nutrients and thus avoid unnecessary waste of chemicals and energy (Mantzavinos & Psillakis, 2004; Oller *et al.*, 2011). In this study, after EO, the biofiltration process, removed an average of 73.4 % of COD and 98.8 % for $\text{NH}_4^+\text{-N}$, which gives a global removal

efficiency (EO + biofilter) of macro-pollutants from day 67 to 128 of operation of 72 ± 13 % removal of COD and 98.90 ± 0.7 % of $\text{NH}_4^+\text{-N}$. These results demonstrate the benefit of applying a hybrid system for the removal of emerging pollutants and macro-pollutants, instead of a single biological or advanced oxidation process.

Conclusions

A carbamazepine concentration of 10 000 $\mu\text{g/l}$ did not affect the performance of a biofilter, packed whit mesquite wood chips and volcanic rock on the removal of macro-pollutants treating hospital wastewater (HWW), due to acclimatization of microorganisms and to the characteristics of the filtering bed that protects the microbial community.

The mixed filter bed used in this study (70 % pouzzolane-tezontle, 30 % mesquite wood chips, V:V) showed an adsorption capacity for carbamazepine of 19.84 $\mu\text{g/g}$.

The biofilter packed with mesquite and volcanic rock and fed with real HWW (spiked with 10 000 $\mu\text{g CBZ/l}$) presented a removal efficiency of carbamazepine related to biotransformation of 17.2 ± 7.4 %, equivalent to $1\,551 \pm 664$ $\mu\text{g/l}$ of concentration. This is bigger than the concentration in most of the reports for HWW, MWW and pharmaceutical WW effluents, which are between 0.1 and 890 $\mu\text{g/l}$.

The hybrid treatment using electro-oxidation followed by biofiltration fed with real HWW (spiked with 1 000 $\mu\text{g CBZ/l}$), enhanced the removal of carbamazepine, reaching up to 53 ± 5 %, and it also enhanced the removal of organic matter and ammoniacal nitrogen

reaching 72 ± 13 % and 99 %, respectively. However, the process of biofiltration presented a desorption phenomenon influenced by changes in concentration and the filtration velocity, leading to negative removal efficiencies in the biological process.

It is recommended to evaluate a hybrid system applying electro-oxidation as a post-treatment after biofiltration to improve CBZ removal by avoiding the desorption process, caused by changes on the initial concentration of the CBZ used to feed the biofiltration unit, and/or due to changes in the HLR.

A very important consideration is the fact that several metabolites will be generated during the breakdown of CBZ. Since by-products can be difficult to measure and monitor, toxicity tests or COT analysis can assist in ensuring that the treatment delivers a safe effluent for organisms at varying levels of trophic complexity. Efforts should be made in this direction not only with CBZ but with any emerging pollutant.

Conflict of interests

The authors declare that they have no conflict of interests.

Acknowledgements

This study was sponsored by Instituto Politécnico Nacional (SIP 20171847; SIP 20170184; SIP 20180337) Also, Javier Navarro-Franco was supported with a scholarship from National Council of Science and Technology (Conacyt). We also appreciate the support of Instituto de Investigaciones Científicas and Facultad de Ciencias Químicas of Universidad Juárez, Durango state, Mexico.

References

- Aghababaei, A., Azargohar, R., Dalai, A. K., Soltan, J., & Niu, C. H. (2021). Effective adsorption of carbamazepine from water by adsorbents developed from flax shives and oat hulls: Key factors and characterization. *Industrial Crops and Products*, 170. DOI: 10.1016/j.indcrop.2021.113721
- Al-Qaim, F. F., Mussa, Z. H., Yuzir, A., Abdullah, M. P., & Othman, M. R. (2018). Full factorial experimental design for carbamazepine removal using electrochemical process: A case study of scheming the pathway degradation. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 29(8), 1721–1731. DOI: 10.21577/0103-5053.20180047
- APHA, American Public Health Association. (1991). Standard methods for the examination of water and wastewater (11th ed.). *American Journal of Public Health and the Nations Health*, 51(6), 940. DOI: 10.2105/AJPH.51.6.940-a
- Aubertreau, E., Stalder, T., Mondamert, L., Ploy, M. C., Dagot, C., & Labanowski, J. (2017). Impact of wastewater treatment plant discharge on the contamination of river biofilms by pharmaceuticals and antibiotic resistance. *Science of the Total Environment*, 579, 1387-1398. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.136

- Azuma, T., Arima, N., Tsukada, A., Hiramí, S., Matsuoka, R., Moriwake, R., Ishiuchi, H., Inoyama, T., Teranishi, Y., Yamaoka, M., Mino, Y., Hayashi, T., Fujita, Y., & Masada, M. (2016). Detection of pharmaceuticals and phytochemicals together with their metabolites in hospital effluents in Japan, and their contribution to sewage treatment plant influents. *Science of the Total Environment*, 548–549, 189-197. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.12.157
- Barbosa-Ferreira, M., Souza, F. L., Muñoz-Morales, M., Sáez, C., Cañizares, P., Martínez-Huitle, C. A., & Rodrigo, M. A. (2020). Clopyralid degradation by AOPs enhanced with zero valent iron. *Journal of Hazardous Materials*, 392(January), 122282. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122282
- Bizi, M. (2019). Activated carbon and the principal mineral constituents of a natural soil in the presence of Carbamazepine. *Water (Switzerland)*, 11(11). DOI: 10.3390/w11112290
- Calderón, A., Meraz, M., & Tomasini, A. (2019). Pharmaceuticals present in urban and hospital wastewaters in Mexico City. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 41(2), 105-112. DOI: 10.3103/s1063455x19020073
- Can, O. T. (2014). COD removal from fruit-juice production wastewater by electrooxidation electrocoagulation and electro-Fenton processes. *Desalination and Water Treatment*, 52(1-3), 65-73. DOI: 10.1080/19443994.2013.781545

- Carraro, E., Bonetta, S., & Bonetta, S. (2017). Hospital wastewater: Existing regulations and current trends in management. In: Verlicchi, P. (ed.). *Hospital wastewaters. The handbook of environmental chemistry*. Vol. 60. Springer, Cham. DOI: 10.1007/698_2017_10
- Carrillo-Parra, A., Hapla, F., Mai, C., & Garza-Ocañas, F. (2011). Durabilidad de la madera de *Prosopis laevigata* y efecto de sus extractos en hongos que degradan la madera. *Madera y Bosques*, 17(1), 7-21. DOI: 10.21829/myb.2011.1711151
- Chettiar, M., & Watkinson, A. P. (1983). Anodic oxidation of phenolics found in coal conversion effluents. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 61(4), 568-574. DOI: 10.1002/cjce.5450610411
- Clara, M., Strenn, B., & Kreuzinger, N. (2004). Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: Investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*, 38(4), 947-954. DOI: 10.1016/j.watres.2003.10.058
- Comninellis, C., & Chen, G. (eds.). (2010). *Electrochemistry for the Environment*. New York, USA: Springer-Verlag. DOI: 10.1007/978-0-387-68318-8
- Cunningham, V. L., Perino, C., D'Aco, V. J., Hartmann, A., & Bechter, R. (2010). Human health risk assessment of carbamazepine in surface waters of North America and Europe. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 56(3), 343-351. DOI: 10.1016/j.yrtph.2009.10.006

- Dalahmeh, S., Ahrens, L., Gros, M., Wiberg, K., & Pell, M. (2018). Potential of biochar filters for onsite sewage treatment: Adsorption and biological degradation of pharmaceuticals in laboratory filters with active, inactive and no biofilm. *Science of the Total Environment*, 612, 192-201. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.178
- De-Almeida, C. A. A., Oliveira, M. S., Mallmann, C. A., & Martins, A. F. (2015). Determination of the psychoactive drugs carbamazepine and diazepam in hospital effluent and identification of their metabolites. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(21), 17192-17201. DOI: 10.1007/s11356-015-4948-y
- Décima, M. A., Marzeddu, S., Barchiesi, M., Di Marcantonio, C., Chiavola, A., & Boni, M. R. (2021). A review on the removal of carbamazepine from aqueous solution by using activated carbon and biochar. *Sustainability (Switzerland)*, 13(21). DOI: 10.3390/su132111760
- Drogué, P., Blais, J., & Mercier, G. (2007). Review of electrochemical technologies for environmental applications. *Recent Patents on Engineering*, 1(3), 257-272. DOI: 10.2174/187221207782411629
- Dvory, N. Z., Livshitz, Y., Kuznetsov, M., Adar, E., Gasser, G., Pankratov, I., Lev, O., & Yakirevich, A. (2018). Caffeine vs. carbamazepine as indicators of wastewater pollution in a karst aquifer. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(12), 6371-6381. DOI: 10.5194/hess-22-6371-2018

- Dwivedi, K., Morone, A., Chakrabarti, T., & Pandey, R. A. (2018). Evaluation and optimization of Fenton pretreatment integrated with granulated activated carbon (GAC) filtration for carbamazepine removal from complex wastewater of pharmaceutical industry. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(3), 3681-3689. DOI: 10.1016/j.jece.2016.12.054
- Dzionic, A., Wojcieszynska, D., & Guzik, U. (2016). Natural carriers in bioremediation: A review. *Electronic Journal of Biotechnology*, 23, 28-36. DOI: 10.1016/j.ejbt.2016.07.003
- Fontmorin, J. M., Siguié, J., Fourcade, F., Geneste, F., Floner, D., Soutrel, I., & Amrane, A. (2014). Combined electrochemical treatment/biological process for the removal of a commercial herbicide solution, U46D®. *Separation and Purification Technology*, 132, 704-711. DOI: 10.1016/j.seppur.2014.06.024
- Freedman, D. E., Riley, S. M., Jones, Z. L., Rosenblum, J. S., Sharp, J. O., Spear, J. R., & Cath, T. Y. (2017). Biologically active filtration for fracturing flowback and produced water treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 18, 29-40. DOI: 10.1016/j.jwpe.2017.05.008
- García-Espinoza, J. D., Mijaylova-Nacheva, P., & Avilés-Flores, M. (2018). Electrochemical carbamazepine degradation: Effect of the generated active chlorine, transformation pathways and toxicity. *Chemosphere*, 192, 142-151. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.10.147

- García-Gómez, C., Drogui, P., Zaviska, F., Seyhi, B., Gortáres-Moroyoqui, P., Buelna, G., Neira-Sáenz, C., Estrada-Alvarado, M., & Ulloa-Mercado, R. G. (2014). Experimental design methodology applied to electrochemical oxidation of carbamazepine using Ti/PbO₂ and Ti/BDD electrodes. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 732, 1-10. DOI: 10.1016/j.jelechem.2014.08.032
- García-Sánchez, L., Gutiérrez-Macías, T., & Estrada-Arriaga, E. B. (2019). Assessment of a *Ficus benjamina* wood chip-based aerated biofilter used for the removal of metformin and ciprofloxacin during domestic wastewater treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 94(6), 1870-1879. DOI: 10.1002/jctb.5962
- García-Segura, S., Ocon, J. D., & Chong, M. N. (2018). Electrochemical oxidation remediation of real wastewater effluents — A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 113, 48-67. DOI: 10.1016/j.psep.2017.09.014
- Garzón-Zúñiga, M. A., & Buelna, G. (2011). Treatment of wastewater from a school in a decentralized filtration system by percolation over organic packing media. *Water Science and Technology*, 64(5), 1169-1177. DOI: 10.2166/wst.2011.425
- Garzón-Zúñiga, M. A., Sandoval-Villasana, A. M., & Moeller-Chávez, G. E. (2011). Decolorization of the AO24 azo dye and reduction of toxicity and genotoxicity in trickling biofilters. *Water Environment Research*, 83(2), 107-115. DOI: 10.2175/106143010x12780288627977

- Garzón-Zúñiga, M., Lessard, P., Aubry, P., & Buelna, G. (2005). Nitrogen elimination mechanisms in an organic media aerated biofilter treating pig manure. *Environmental Technology*, 26(4), 361-372. DOI: 10.1080/09593332608618552
- Garzón-Zúñiga, M. A., Vigueras-Cortés, J. M., Zamora-Acevedo, A. E. (2021). *Patente No. MX/a/2017/015629. Título No. 387824. Nombre: Biofiltro empacado con roca volcánica acondicionada con material orgánico para el tratamiento de aguas residuales*. Ciudad de México, México: Instituto Politécnico Nacional.
- Ghimire, U., Jang, M., Jung, S. P., Park, D., Park, S. J., Yu, H., & Oh, S. E. (2019). Electrochemical removal of ammonium nitrogen and COD of domestic wastewater using platinum coated titanium as an anode electrode. *Energies*, 12(5). DOI: 10.3390/en12050883
- Gurung, K., Ncibi, M. C., Shestakova, M., & Sillanpää, M. (2018). Removal of carbamazepine from MBR effluent by electrochemical oxidation (EO) using a Ti/Ta2O5-SnO2 electrode. *Applied Catalysis B: Environmental*, 221, 329-338. DOI: 10.1016/j.apcatb.2017.09.017
- Hai, F. I., Li, X., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2011). Removal of carbamazepine and sulfamethoxazole by MBR under anoxic and aerobic conditions. *Bioresource Technology*, 102(22), 10386-10390. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.09.019
- Heye, K., Becker, D., Lütke-Eversloh, C., Durmaz, V., Ternes, T. A., Oetken, M., & Oehlmann, J. (2016). Effects of carbamazepine and two of its metabolites on the non-biting midge *Chironomus riparius* in a sediment full life cycle toxicity test. *Water Research*, 98, 19-27. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.071

- Hmani, E., Samet, Y., & Abdelhédi, R. (2012). Electrochemical degradation of auramine-O dye at boron-doped diamond and lead dioxide electrodes. *Diamond and Related Materials*, 30, 1-8. DOI: 10.1016/j.diamond.2012.08.003
- Jelic, A., Gros, M., Ginebreda, A., Cespedes-Sánchez, R., Ventura, F., Petrovic, M., & Barcelo, D. (2011). Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research*, 45(3), 1165-1176. DOI: 10.1016/j.watres.2010.11.010
- Klančar, A., Trontelj, J., Kristl, A., Justin, M. Z., & Roškar, R. (2016). Levels of Pharmaceuticals in Slovene municipal and hospital wastewaters: A preliminary study. *Arhiv Za Higijenu Rada i Toksikologiju*, 67(2), 106-115. DOI: 10.1515/aiht-2016-67-2727
- Komtchou, S., Dirany, A., Drogui, P., & Bermond, A. (2015). Removal of carbamazepine from spiked municipal wastewater using electro-Fenton process. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(15), 11513-11525. DOI: 10.1007/s11356-015-4345-6
- Kumari, V., & Tripathi, A. K. (2019). Characterization of pharmaceuticals industrial effluent using GC-MS and FT-IR analyses and defining its toxicity. *Applied Water Science*, 9(8), 1-8. DOI: 10.1007/s13201-019-1064-z
- Lawrence, J. R., Swerhone, G. D. W., Wassenaar, L. I., & Neu, T. R. (2005). Effects of selected pharmaceuticals on riverine biofilm communities. *Canadian Journal of Microbiology*, 51(8), 655-669. DOI: 10.1139/w05-047

- Lema, J. M., & Martinez, S. S. (2017). *Innovative wastewater treatment & resource recovery technologies: Impacts on energy, economy and environment*. IWA Publishing. Recovered from <https://books.google.com.mx/books?id=aNYoDwAAQBAJ>
- Lester, Y., Mamane, H., Zucker, I., & Avisar, D. (2013). Treating wastewater from a pharmaceutical formulation facility by biological process and ozone. *Water Research*, 47(13), 4349-4356. DOI: 10.1016/j.watres.2013.04.059
- Li, S. W., & Lin, A. Y. C. (2015). Increased acute toxicity to fish caused by pharmaceuticals in hospital effluents in a pharmaceutical mixture and after solar irradiation. *Chemosphere*, 139, 190-196. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.06.010
- Liu, Y. J., Hu, C. Y., & Lo, S. L. (2019). Direct and indirect electrochemical oxidation of amine-containing pharmaceuticals using graphite electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 366(August 2018), 592-605. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.037
- Malvar, J. L., Santos, J. L., Martín, J., Aparicio, I., & Alonso, E. (2020). Approach to the dynamic of carbamazepine and its main metabolites in soil contamination through the reuse of wastewater and sewage sludge. *Molecules* (Basel, Switzerland), 25(22). DOI: 10.3390/molecules25225306
- Mantzavinos, D., & Psillakis, E. (2004). Enhancement of biodegradability of industrial wastewaters by chemical oxidation pre-treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79(5), 431-454. DOI: 10.1002/jctb.1020

- Martín-de-Vidales, M. J., Millán, M., Sáez, C., Pérez, J. F., Rodrigo, M. A., & Cañizares, P. (2015). Conductive diamond electrochemical oxidation of caffeine-intensified biologically treated urban wastewater. *Chemosphere*, 136, 281-288. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.05.077
- Martínez-Huitle, C. A., Dos-Santos, E. V., De-Araújo, D. M., & Panizza, M. (2012). Applicability of diamond electrode/anode to the electrochemical treatment of a real textile effluent. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 674, 103-107. DOI: 10.1016/j.jelechem.2012.02.005
- Mazumder, S., Falkinham, J. O., Dietrich, A. M., & Puri, I. K. (2010). Role of hydrophobicity in bacterial adherence to carbon nanostructures and biofilm formation. *Biofouling*, 26(3), 333-339. DOI: 10.1080/08927010903531491
- McBean, E., Salsali, H., Bhatti, M., & Huang-Jeanne, J. (2018). Beta-blockers and antidepressants: Contributions to municipal wastewaters from hospitals and residential areas. *Journal of Environmental Science and Public Health*, 2(3), 144-159. DOI: 10.26502/jesph.96120034
- Miao, X. S., & Metcalfe, C. D. (2003). Determination of carbamazepine and its metabolites in aqueous samples using liquid chromatography - Electrospray tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 75(15), 3731-3738. DOI: 10.1021/ac030082k

- Mir-Tutusaus, J. A., Jaén-Gil, A., Barceló, D., Buttiglieri, G., Gonzalez-Olmos, R., Rodriguez-Mozaz, S., Caminal, G., & Sarrà, M. (2021). Prospects on coupling UV/H₂O₂ with activated sludge or a fungal treatment for the removal of pharmaceutically active compounds in real hospital wastewater. *Science of the Total Environment*, 773, 145374. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145374
- Muguruma, H. (2018). Biosensors: Enzyme immobilization chemistry. In: *Encyclopedia of interfacial chemistry: Surface science and electrochemistry*. Ámsterdam, The Netherlands: Elsevier. DOI: 10.1016/B978-0-12-409547-2.13486-9
- Oller, I., Malato, S., & Sánchez-Pérez, J. A. (2011). Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination. A review. *Science of the Total Environment*, 409(20), 4141-4166. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.08.061
- Ouarda, Y., Tiwari, B., Azaïs, A., Vaudreuil, M. A., Ndiaye, S. D., Drogui, P., Tyagi, R. D., Sauvé, S., Desrosiers, M., Buelna, G., & Dubé, R. (2018). Synthetic hospital wastewater treatment by coupling submerged membrane bioreactor and electrochemical advanced oxidation process: Kinetic study and toxicity assessment. *Chemosphere*, 193, 160-169. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.010

- Palo, P., Domínguez, J. R., González, T., Sánchez-Martin, J., & Cuerda-Correa, E. M. (2014). Feasibility of electrochemical degradation of pharmaceutical pollutants in different aqueous matrices: Optimization through design of experiments. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 49(7), 843-850. DOI: 10.1080/10934529.2014.882652
- Punyapalakul, P., & Sitthisorn, T. (2010). Removal of ciprofloxacin and carbamazepine by adsorption on functionalized mesoporous silicates. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 69, 546-550.
- Rodríguez-Nava, O., Ramírez-Saad, H., Loera, O., & González, I. (2016). Evaluation of the simultaneous removal of recalcitrant drugs (bezafibrate, gemfibrozil, indomethacin and sulfamethoxazole) and biodegradable organic matter from synthetic wastewater by electro-oxidation coupled with a biological system. *Environmental Technology* (United Kingdom), 37(23), 2964-2974. DOI: 10.1080/09593330.2016.1172669
- Romero-Soto, I. C., Dia, O., Leyva-Soto, L. A., Drogué, P., Buelna, G., Díaz-Tenorio, L. M., Ulloa-Mercado, R. G., & Gortáres-Moroyoqui, P. (2018). Degradation of Chloramphenicol in synthetic and aquaculture wastewater using electrooxidation. *Journal of Environmental Quality*, 47(4), 805-811. DOI: 10.2134/jeq2017.12.0475

- Servos, M. R., Bennie, D. T., Burnison, B. K., Jurkovic, A., McInnis, R., Neheli, T., Schnell, A., Seto, P., Smyth, S. A., & Ternes, T. A. (2005). Distribution of estrogens, 17 β -estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 336(1-3), 155-170. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.05.025
- Shama, S., & Iffat, N. (2016). *Role of the biofilms in wastewater treatment. Microbial biofilms. Importance and applications*. DOI: 10.5772/63499
- Silva, C. P., Jaria, G., Otero, M., Esteves, V. I., & Calisto, V. (2019). Adsorption of pharmaceuticals from biologically treated municipal wastewater using paper mill sludge-based activated carbon. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(13), 13173-13184. DOI: 10.1007/s11356-019-04823-w
- Sosa-Hernández, D. B., Vigueras-Cortés, J. M., & Garzón-Zúñiga, M. A. (2016). Mesquite wood chips (*Prosopis*) as filter media in a biofilter system for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 73(6), 1454-1462. DOI: 10.2166/wst.2015.595
- Sreejon, D., Nillohit-Mitra, R., Jing, W., Adnan, K., Tulip, C., & Madhumita, B. R. (2017). Micropollutants in wastewater: Fate and removal processes, physico-chemical wastewater treatment and resource recovery. In: *Physico-chemical wastewater treatment and resource recovery*. Vol. I (Issue tourism, p. 13). DOI: 10.5772/65644
- Metcalf & Eddy, Inc., Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2023). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4a ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.

- Tejeda, A., Barrera, A., & Zurita, F. (2017a). Adsorption capacity of a volcanic rock -used in constructed wetlands- for carbamazepine removal, and its modification with biofilm growth. *Water* (Switzerland), 9(9). DOI: 10.3390/w9090721
- Tejeda, A., Torres-Bojorges, Á. X., & Zurita, F. (2017b). Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. *Ecological Engineering*, 98, 410-417. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.04.012
- Thirugnanasambandham, K., & Ganesamoorthy, R. (2019). Dual treatment of milk processing industry wastewater using electro fenton process followed by anaerobic treatment. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 17(12), 1-10. DOI: 10.1515/ijcre-2019-0074
- Tian, Y., Xia, X., Wang, J., Zhu, L., Wang, J., Zhang, F., & Ahmad, Z. (2019). Chronic toxicological effects of carbamazepine on daphnia magna straus: Effects on reproduction traits, body length, and intrinsic growth. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103(5), 723-728. DOI: 10.1007/s00128-019-02715-w
- Torres, F. G., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., & De-la-Torre, G. E. (2021). Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends. *Science of the Total Environment*, 757, 143875. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143875

- Tran, N. H., Urase, T., & Kusakabe, O. (2009). The characteristics of enriched nitrifier culture in the degradation of selected pharmaceutically active compounds. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 1051-1057. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.06.114
- Trellu, C., Ganzenko, O., Papirio, S., Pechaud, Y., Oturan, N., Huguenot, D., van Hullebusch, E. D., Esposito, G., & Oturan, M. A. (2016). Combination of anodic oxidation and biological treatment for the removal of phenanthrene and tween 80 from soil washing solution. *Chemical Engineering Journal*, 306, 588-596. DOI: 10.1016/j.cej.2016.07.108
- Tuson, H. H., & Weibel, D. B. (2013). Bacteria-surface interactions. *Soft Matter*, 9(18), 4368-4380. DOI: 10.1039/C3SM27705D.Bacteria-surface
- Vader, J. S., Van Ginkel, C. G., Sperling, F. M. G. M., De-Jong, J., De-Boer, W., De-Graaf, J. S., Van Der Most, M., & Stokman, P. G. W. (2000). Degradation of ethinyl estradiol by nitrifying activated sludge. *Chemosphere*, 41(8), 1239-1243. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00556-1
- Valdés, M. E., Huerta, B., Wunderlin, D. A., Bistoni, M. A., Barceló, D., & Rodriguez-Mozaz, S. (2016). Bioaccumulation and bioconcentration of carbamazepine and other pharmaceuticals in fish under field and controlled laboratory experiments. Evidences of carbamazepine metabolization by fish. *Science of the Total Environment*, 557-558, 58-67. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.045

- Vanderford, B. J., & Snyder, S. A. (2006). Analysis of pharmaceuticals in water by isotope dilution liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Environmental Science and Technology*, 40(23), 7312-7320. DOI: 10.1021/es0613198
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., & Zambello, E. (2015). What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? - An overview and a discussion on perspectives. *Science of the Total Environment*, 514, 467-491. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.020
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., & Barceló, D. (2010). Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389(3-4), 416-428. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2010.06.005
- Wang, C. R., Hou, Z. F., Zhang, M. R., Qi, J., & Wang, J. (2015). Electrochemical oxidation using BDD anodes combined with biological aerated filter for biotreated coking wastewater treatment. *Journal of Chemistry*, 2015. DOI: 10.1155/2015/201350
- Wang, S., & Wang, J. (2018). Degradation of emerging contaminants by acclimated activated sludge. *Environmental Technology* (United Kingdom), 39(15), 1985-1993. DOI: 10.1080/09593330.2017.1345989
- Wunder, D. B., Bosscher, V. A., Cok, R. C., & Hozalski, R. M. (2011). Sorption of antibiotics to biofilm. *Water Research*, 45(6), 2270-2280. DOI: 10.1016/j.watres.2010.11.013

- Zamora-Acevedo, Á. E. (2016). *Evaluación de la eficiencia de un sistema de biofiltración con cama mixta de material orgánico e inorgánico para el tratamiento de aguas* (thesis Master's degree). Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México.
- Zhang, X., Song, Z., Hao-Ngo, H., Guo, W., Zhang, Z., Liu, Y., Zhang, D., & Long, Z. (2020). Impacts of typical pharmaceuticals and personal care products on the performance and microbial community of a sponge-based moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 295(October 2019), 122298. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122298
- Zhang, Y., Geißen, S. U., & Gal, C. (2008). Carbamazepine and diclofenac: Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere*, 73(8), 1151-1161. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.07.086
- Zhang, Y., Zhu, H., Szewzyk, U., Lübbecke, S., & Uwe Geissen, S. (2017). Removal of emerging organic contaminants with a pilot-scale biofilter packed with natural manganese oxides. *Chemical Engineering Journal*, 317, 454-460. DOI: 10.1016/j.cej.2017.02.095
- Zhu, X., Ni, J., Wei, J., Xing, X., Li, H., & Jiang, Y. (2010). Scale-up of BDD anode system for electrochemical oxidation of phenol simulated wastewater in continuous mode. *Journal of Hazardous Materials*, 184(1-3), 493-498. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.08.062

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-04

Articles

Mezcal vinasses treatment: A review of assessed processes

Tratamiento de vinazas de mezcal: revisión de procesos evaluados

Sergio Díaz-Barajas¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3058-2665>

Iván Moreno-Andrade², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1400-7241>

Marco A. Garzón-Zúñiga³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0124-0447>

¹CIIDIR-Durango, Instituto Politécnico Nacional, Durango, México, sdiazb1800@alumno.ipn.mx

²Institute of Engineering, Universidad Nacional Autónoma de México, Querétaro, México, IMorenoA@iingen.unam.mx

³Instituto Politécnico Nacional, Durango, México, mgarzon@ipn.mx

Corresponding author: Marco A. Garzón-Zúñiga, mgarzon@ipn.mx, marco.cuerna@gmail.com

Abstract

Mezcal is an alcoholic beverage made in Mexico. This industry produces mezcal vinasses, which are complex wastewater with a high concentration of organic matter (35 000 to 122 860 mg COD/l), low pH (3.60-3.94) and recalcitrant compounds such as phenols (478-1 460 mg gallic acid/l) and sulfates (308-947 mg/l), its disposal without treatment to the environment poses a danger to soil and water bodies.

The present study seeks to present and discuss the current technological development in the treatment of mezcal vinasses and to identify the systems with the most significant potential for its application.

The mezcal vinasses treatments with the best COD removal efficiencies are fungal and anaerobic (80 %). Ozonation has potential as a pretreatment, which can remove more than 80 % of phenols. Some hybrid systems can remove > 90 % COD. However, these treatments do not include the concept of "circular economy", so its implementation is seen as an expense that sometimes cannot be afforded by producers. One option includes the revalorization for generating an economic benefit to producers. Biorefinery treatment, in which various types of energy have been obtained, such as biohydrogen, methane, and bioelectricity by applying different bioprocesses sequentially, was identified as the treatment with the best potential.

Keywords: Mezcal vinasses, vinasses biorefinery treatment, agro-industrial wastewater revalorization, mezcal vinasses hybrid treatment, mezcal vinasses biological treatment.

Resumen

El mezcal es una bebida alcohólica elaborada en México. Esta industria produce vinazas de mezcal, que son aguas residuales complejas con alta concentración de materia orgánica (de 35 000 a 122 860 mg DQO/l), pH bajo (3.60-3.94) y compuestos recalcitrantes como fenoles (478-1460 mg ácido gálico/l) y sulfatos (308-947 mg/l), cuya disposición sin tratamiento al medio ambiente representa un peligro para cuerpos de agua y suelo.

El presente estudio busca presentar y discutir el actual desarrollo tecnológico en el tratamiento de las vinazas de mezcal e identificar los sistemas con mayor potencial para su aplicación.

Los tratamientos de vinaza de mezcal con las mejores eficiencias de remoción de DQO son fúngicos y anaeróbicos (80 %). La ozonización tiene potencial como pretratamiento, eliminando más del 80 % de los fenoles. Algunos sistemas híbridos pueden eliminar más del 90 % DQO. Sin embargo, estos tratamientos no incluyen el concepto de economía circular, por lo que su implementación se ve como un gasto que en ocasiones no puede ser asumido por los productores. Una opción incluye la revalorización para generar un beneficio económico para los productores. El tratamiento de biorrefinería, en el que se han obtenido diversos tipos de energía, como biohidrógeno, metano y bioelectricidad mediante la aplicación secuencial de diferentes bioprocesos, fue identificado como el tratamiento con mayor potencial.

Palabras clave: vinazas de mezcal, tratamiento de biorrefinería de vinazas, revalorización de aguas residuales agroindustriales, tratamiento híbrido de vinazas, tratamiento biológico de vinazas.

Received: 20/08/2021

Accepted: 08/07/2022

Published Online: 19/08/2022

Introduction

Mezcal is an alcoholic beverage made in Mexico, in the States of Oaxaca, Durango, Guerrero, San Luis Potosí, Zacatecas, Guanajuato and Tamaulipas, with a production of 7 145 039 l in 2019 (CRM, 2020). According to the Official Standard to produce mezcal (NOM-070-SCFI-2016), it is defined as "Mexican distilled alcoholic beverage, 100 % made of maguey or agave, obtained by distillation of fermented juices with spontaneous or cultivated microorganisms, extracted from mature heads of agaves or cooked agaves, harvested in the territory comprised by the previously mentioned States". The mezcal production consists of four stages: cooking the agave hearts, grinding the cooked heads, fermenting the juices obtained from the crushed agave fiber, and finally distillation. However, the mezcal production brings with it the generation of highly polluting liquid waste known as "vinasses" (Robles-González, Galíndez-Mayer, Rinderknecht-Seijas, & Poggi-Valardo, 2012). Vinasse is the liquid waste from the entire production process and includes the by-products of fermentation, distillation and washing of the facilities.

Vinasses are wastewater from the production of different liquor, composed of particulate material, yeast, and higher alcohols. One liter of

mezcal generates 7 to 11 liters of vinasses wastewater (Acosta & Iñiguez, 2009). The vinasses of different origins present high concentrations of organic matter (5 340-122 860 mg COD/l), acid pH (3.7-6), phenols (478-1 460 mg gallic acid/l) and sulfates (308-947 mg/l), and temperatures above 70 °C (Table 1). These wastes are highly harmful to the environment, so their disposal without treatment in the soil generates the following damages: deteriorates the soil structure, increases phytotoxicity (due to the increase in the concentration of acetic acid, lactic acid, glycerol, and ammoniacal nitrogen); reduces porosity (generating anaerobic zones in the soil) and inhibits the germination capacity of the seeds (due to the presence of phenols) (Gómez-Guerrero, Caballero-Caballero, & Hernández-Gómez, 2014; Robles-González *et al.*, 2012). When the vinasses are discharged into water bodies, its high concentration of organic matter (OM) and nutrients cause water eutrophication, decreasing the content of dissolved oxygen (DO) (Retes-Pruneda, Jáuregui-Rincón, & Lozano-Álvarez, 2014; Robles-González *et al.*, 2012). In addition, the vinasse's high temperature and acidity create a hostile environment for various organisms (Robles-González *et al.*, 2012). It has also been reported that vinasse's brown color and turbidity can affect the penetration of light, reducing the presence of photosynthetic organisms (Mostafa, Mostafa, & Keikhosro, 2019; Retes-Pruneda *et al.*, 2014; Robles-González *et al.*, 2012; López-López, Davila-Vazquez, León-Becerril, Villegas-García, & Gallardo-Valdez, 2010).

Table 1. Comparative physicochemical characterization of vinasses of different origin.

Parameter	Tequila ¹	Ethanol ²	Beer ³	Wine ⁴	Mezcal ⁵
pH	3.9	4.83	6.0	3.76	3.78 ± 0.17
Alkalinity (mg CaCO ₃ /l)	510	-	2 450	-	-
Volatile Fatty Acids (mg/l)	-	1 360	-	-	9 615
COD (mg /l)	37 000	65 180	5 340	15 000-16 500	61 169 ± 12 091
BOD ₅ (mg /l)	15 076		3 215		29 169 ± 6 513
Kjeldahl Nitrogen (mg NH ₃ /l)	243	-	-	-	-
Nitrites (mg/l)	-	-	0.37	-	70
Nitrates (mg/l)	-	-	4.30	-	90
Total Solids (mg/l)	16 920	56 230	5 698	-	265 726 ± 454 346
Total suspended solids (mg/l)	338	3 240	1 826	-	41 106 ± 38 226
Volatile Suspended Solids (mg/l)	297	43 330	1 090	-	2 966 ± 3 364
Orthophosphates (mg/l)	-	-	23	-	-
Conductivity (mS/cm)	4.1	-	1.52	-	4.2 ± 1.6

Sources: 1) Ferral-Pérez, Torres-Bustillos, Méndez, Rodríguez-Santillan and Chairez (2016; 2) Barrera, Spanjers, Romero, Rosa and Dewulf (2019); 3) Enitan, Adeyemo, Kumari, Swalaha and Bux (2015); 4) Beltran-de-Heredia, Dominguez and Partido (2018); 5) average values of different characterizations of mezcal vinasses presented in Table 2.

There are few references to works on the characterization of mezcal vinasses. These vinasses have high concentrations of organic matter (BOD₅: 22 500-35 000 mg/l and COD: 35 000-122 860 mg/l), electrical conductivity (2.6-5.81 mS/cm), phenols (58-542 mg/l), total solids (45 000-96 000 mg/l), total suspended solids (8 400-83 130 mg/l), acidity (pH 3.5-3.94) and an elevated temperature of discharge (70 to 90 °C) (Table 2).

Table 2. Physicochemical characterization of mezcal vinasses from different regions.

Parameter	Mezcal (Oaxaca) ¹	Mezcal (Oaxaca) ²	Mezcal (Oaxaca) ³	Mezcal (Durango) ⁴
pH	3.6-3.8	-	-	3.94
Temperature (°C)	90	-	-	70
Color (475 nm)	4.6-10.6	-	-	
Volatile Fatty Acids (mg/l)	-	-	-	9 615
COD (mg /l)	56 230-122 860	42 000	35 000-50 000	60 925
BOD ₅ (mg /l)	26 500-33 600	25 576	35 000	22 500
Phenols (mg Galic acid/l)	478-542	-	-	58
Nitrites (mg/l)	-	70	-	-
Nitrates (mg/l)	-	91	-	-
Total solids (mg/l)	26 830-94 130	45 860	-	43 084
Total suspended solids (mg/l)	8 400-83 130	-	-	31 788
Volatile Suspended Solids (mg/l)	1 130-6 850	-	-	920
Settling solids (ml/l)	-	260	44 000-106 000	-
Phosphate (mg/l)	290-1 705	-	-	-
Sulfate (mg/l)	308-947	-	-	
Fructose (mg/l)	14-50	-	-	-
Hardness (mg CaCO ₃ /l)	-	312	-	-
Conductivity (mS/cm)	2.6-4.2	-	-	5.81

Sources: 1) Robles-González *et al.* (2012); 2) Retes-Pruneda *et al.* (2014); 3) Gómez-Guerrero *et al.* (2014); 4) mezcal from Durango.

Unfortunately, most of the mezcal producing industries —and in Durango state all of them— do not have a treatment system for the vinasses they generate. This is due to the ignorance on the part of the producers of the harmful effects of these wastes towards the environment and due to the little development of technological options and the high costs of treatment systems used in other industries, like tequila industry. Therefore, the present work aims to present a compilation of the published studies regarding the treatment of the mezcal vinasses, to discuss the removal of contaminant efficiencies reported and to emphasize which systems are more promising and should be studied further to allow the development of technological options for this industry.

The mezcal industry has few technical studies regarding the treatment of its wastes. On the other hand, mezcal vinasses share similarities with tequila vinasses. The vinasses generated by both present high acidity ($\text{pH} < 4$), discharge temperatures higher than $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ and although they have high concentrations of OM, the tequila vinasses reach lower concentrations ($100\ 000\text{ mg COD/l}$) compared to the mezcal vinasses ($122\ 860\text{ mg COD/l}$). However, tequila vinasses have a lower content of volatile fatty acids (VFAs) than mezcal vinasses, associated with a lower concentration of organic matter, probably because tequila is produced industrially and mezcal is produced mainly by hand (Table 3). The tequila industry has had greater commercial success and expansion due to its industrialized production that allows it to generate significantly greater amounts of tequila (173.42 million liters per year) than mezcal (7.14 million liters per year), as well as attracting more academic interest,

this is reflected in different characterizations and studies dedicated to the treatment of its vinasses (CRM, 2020).

Table 3. Comparative characterization of tequila vinasses with mezcal vinasses.

Parameter	Tequila ¹	Tequila ²	Tequila ³	Mezcal ⁴
pH	3.35	3.4–4.5	3.6 ± 0.1	3.6–3.8
Temperature (°C)	50.4	-	-	90
Color (475 nm)	-	-	-	4.6–10.6
Volatile Fatty Acids (mg/l)	2 500–3 400	-	-	-
COD (mg/l)	28 000–50 000	60 000–100 000	63 100 ± 6 500	56 230–122 860
BOD ₅ (mg/l)	13 000–24 000	35 000–60 000	29 200 ± 7 900	26 500–33 600
Phenols (mg Gallic acids/l)	-	-	1 460.6 ± 128.2	478–542
Total solids (mg/l)	-	25 000–50 000	43 800 ± 3 600	26 830–94 7130
Total suspended solids (mg/l)	-	2 000–8 000	-	8 400–83 130
Volatile Suspended Solids (mg/l)	-	1 990–7 500	-	1 130–6 850
Phosphate (mg/l)	-	-	-	290–1 705
Sulfate (mg/l)	-	-	-	308–947
Fructose (mg/l)	-	-	-	14–50
Conductivity (mS/cm)	-	-	-	2.6–4.2

Sources: 1) García-Depraect and León-Becerril (2018); 2) Robles-González *et al.* (2012); 3) Méndez-Acosta, Snell-Castro, Alcaraz-González, González-Álvarez and Pelayo-Ortiz (2010); 4) López-López, Davila-Vazquez, León-Becerril, Villegas-García and Gallardo-Valdez (2010).

The mezcal industry, as previously mentioned, has only begun to attract greater interest in the last decade, which may explain the lack of studies focused on the treatment of its residues. The studies are mostly approached locally at the laboratory level (Robles-González, Poggi-Valardo, Galíndez-Mayer, & Ruíz-Ordaz, 2017; Retes-Pruneda *et al.*, 2014; Villalobos-Castillejos, Robles-González, & Poggi-Valardo, 2009). These studies constitute the first efforts to provide a solution to the management of this waste. Among the technologies evaluated are physicochemical and biological treatments and both accoupled (Robles-González *et al.*, 2017; Retes-Pruneda *et al.*, 2014; Villalobos-Castillejos *et al.*, 2009). The objective of the present is to provide an overview of the current situation of the technological development of mezcal vinasses treatment and to identify sustainable treatment options that the producers could accept to implement on a real scale.

Information search

The search for information on the different treatments of mezcal vinasses was carried out in various databases using as keywords: mezcal vinasses, mezcal wastewater, mezcal waste treatment, mezcal vinasses treatment, mezcal vinasses revalorization and mezcal industry. However, the information found was scarce, so after presenting the technologies focused on the management of mezcal vinasses found, the search was extended to the treatment of a similar residue "tequila vinasses" to

compare it and take some examples of the treatment of tequila vinasses that can be applied to the treatment of mezcal vinasses.

Treatment of mezcal vinasses

As previously mentioned, the mezcal industry has attracted less academic interest compared to other alcoholic beverages, such as tequila. Due to this, when carrying out an exhaustive bibliographic search in different databases, it was found that the works focused on the treatment of their vinasses are scarce (Table 4). These works are reviewed, compared, and discussed in the following sections.

Table 4. Available research focused on the treatment of mezcal vinasses.

Treatment	Type of treatment	Initial concentration of organic matter (mg COD/l)	Hydraulic retention time	COD removal efficiency (%)	Author
Fungal	Biological	31 500	21 d	67.9 ± 0.4	Retes-Pruneda <i>et al.</i> (2014)
Activated sludge	Biological	24 263	13 d	69.6 ± 1.3	Robles-González <i>et al.</i> (2017)
Anaerobic treatment	Biological	952	25 d	81 ± 1	Villalobos-Castillejos <i>et al.</i> (2009)
Flocculation with alginates	Physiochemical	42 000	5 min	39	Retes-Pruneda <i>et al.</i> (2014)
Ozonation	Physiochemical	42 000	120 min	10.8 ± 0.2	Robles-González <i>et al.</i> (2017)
Flocculation with fungal treatment	Hybrid	31 500	25 d	92.5	Retes-Pruneda <i>et al.</i> (2014)
Ozonation with activated sludge	Hybrid	42 000	13 d	85	Robles-González <i>et al.</i> (2017)

Biological treatment

Activated sludge

An activated sludge process takes advantage of microorganisms under aerobic conditions for the degradation of OM in wastewater (Varila-Quiroga & Díaz-López, 2008). This type of biological process for the treatment of mezcal vinasses has been evaluated only at the laboratory level, in a 1 l capacity system with an operating volume (Vop) of 800 ml, with an initial concentration of OM of 24 263 mg COD/l, which was aerated with a flow rate of 3 l/min and operated at 23 °C, with a pH of 7 and a hydraulic retention time (HRT) of 13 days, reaching an average COD removal efficiency of 69.6 ± 1.3 % (Robles-González *et al.*, 2017).

Because aerobic wastewater treatments require the inclusion of equipment such as aerators, which can raise the operating cost, these processes are recommended for the treatment of influents with OM concentrations lower than 1 000 mg COD/l, such as municipal wastewater (290 mg COD/l), reaching COD removal efficiencies close to 90 % (Varila-Quiroga & Díaz-López, 2008), while for influents with OM concentrations higher than 1 000 mg COD/l, it is preferable anaerobic treatments, which operate without aeration equipment (Acharya, Mohana, & Madamwar, 2008).

Due to the high OM concentration of mezcal vinasses, the activated sludge treatment proposed by Robles-González *et al.* (2017) may not be the most suitable for decontaminating this waste compared to other treatments. More efficient technology is anaerobic digestion that can

achieve COD removal efficiencies greater than 85 % for tequila vinasses without the need of aeration equipment, for example for tequila vinasses (Arreola-Vargas, Snell-Castro, Rojo-Liera, González-Álvarez, & Méndez-Acosta, 2017; Arreola-Vargas *et al.*, 2016).

Fungal treatment

Ligninolytic fungi (LF) are a group of heterotrophic organisms commonly found on tree bark; these LF degrade the cellulose, hemicellulose, and lignin through lignocellulosic enzymes (Retes-Pruneda *et al.*, 2014). This non-specific extracellular ligninolytic system allows this type of fungi to degrade through peroxidases and oxidases, a wide variety of organic components (phenolic and non-phenolic compounds), such as those present in vinasse. Some fungi previously used to treat pollutants such as pesticides, ammunition residues, polycyclic aromatic hydrocarbons, colorants, and wood preservatives belong to the genera *Bjerkandera*, *Phaenerochaete*, *Pleurotus* and *Trametes* (Asif, Hai, Hou, Price, & Nghiem, 2017). This type of treatment has been studied with vinasses of different origin, such as those generated in the production of alcohol from sugar cane or the drink “Crema de amarulla”, removing 55 to 74 % of organic matter (COD), respectively, reaching a color removal of up to 98 % (Strong *et al.*, 2010).

Retes-Pruneda *et al.* (2014) studied in the laboratory the ability of two species of ligninolytic fungi, *Trametes troggi* and *Pleurotus ostreatus*, to remove OM in mezcal vinasses, using as a reactor a 250 ml flask with an operational volume of 100 ml, pH 5.5, 28 ± 2 °C, with 120 rpm orbital

stirring, a 21-day HRT and with a mixing of 75 % mezcal vinasses diluted with 25 % of distilled water (COD: 31 500 mg/l; BOD₅: 19 182 mg/l). Under these operating conditions, *T. troggi* reached a BOD₅ average removal of 62.6 ± 4.6 % and 67.9 ± 0.4 % of COD. *P. ostreatus* reached an average removal of 61.4 ± 4.4 % of BOD₅ and 67.3 ± 1.01 % of COD. The authors of this research report that exposing ligninolytic fungi to high concentrations of mezcal vinasses, the activation of their enzymatic system was favored. However, when using vinasses undiluted, the fungi could not to develop in this medium or remove the OM content in the vinasse, but by reducing its concentration to 75 % the LF was not inhibited. In the work of Retes-Pruneda *et al.* (2014) a reactor was inoculated with a concentration of 100/g/l of ligninolytic fungi which grew inside a container with mezcal vinasses. However, as the fungi developed, they occupied more space within the flask, absorbing part of the vinasses, which could cause the decrease observed in the concentration of COD at the end of the treatment cycle. So, another aspect that can be improved in this treatment is how LF is used to induce a biodegradation process instead to only an absorption process. In this regard, for example, Garzón-Zúñiga, Sandoval-Villasana and Moeller-Chávez (2011) used reactors with the fungi immobilized on organic support (wood chips) on which an active fungal film performing biotransformation of complex compounds was formed, and the reactor was operated as a continuous treatment. In another work, Garzón-Zúñiga *et al.* (2018) evaluated the capacity of two species of fungi, *P. chrysosporium* and *T. versicolor*, for the removal of organic matter in tequila vinasses using laboratory-scale aerated biofilters of 3.5 l of useful volume, packed with *Ficus benjamina* wood chips operated at a continuous flow of 2 l/d of 60 % tequila vinasses

(5.5 kg COD/l d). A control reactor was also operated in the absence of fungi. When fungal reactors were operated under these conditions the efficiencies increase in 10 %.

The treatment of mezcal vinasses with ligninolytic fungi in a reactor with suspended biomass, as proposed by Retes-Pruneda *et al.* (2014), presents encouraging removal efficiencies (62 %). However, this required a prolonged HRT (21 d) and a high fungal biomass concentration (100 g/l). These conditions can be challenging to achieve in a traditional factory of mezcal where 9 600-24 000 l_{vinasses}/month can be generated, considering a production of 1 200-1 600 l_{mezcal}/month and production ratio of 8 to 15 l of vinasses for each liter of mezcal (Secretaría de Turismo de Durango, 2019; Robles-González *et al.*, 2012). On the other hand, the fungal technology evaluated by Garzón-Zúñiga *et al.* (2018), which uses reactors packed with organic support, where the formation of fungal biomass (*Phanerochaete chrysosporium* and *Trametes versicolor*) that reaches a removal of 72.5 ± 0.5 % of the COD in the treatment of tequila vinasses, presents as advantages that it can operate continuously higher flow rates without the need for fungal re-inoculation. However, further studies are still required to scale up the system to a pilot plant and industrial scale.

Anaerobic treatment

Anaerobic digestion (AD) is a biological process in which organic matter is assimilated and transformed in by-products for many different microorganisms in the absence of oxygen that gives rise to a mixture of gases usually known as “biogas” (40-70 % methane, and 60-30 % carbon dioxide) with an aqueous suspension containing microorganisms (suspended biomass) responsible for the degradation of organic matter and the treatment of the liquid effluent. The microorganisms present in these processes are generally: acidogenic (or fermentative) bacteria, acetogenic bacteria and methanogenic archaea, and sulfate-reducing bacteria (Moraes, Zaiat, & Bonomi, 2015).

Villalobos-Castillejos *et al.* (2009) studied an anaerobic treatment for the removal of OM in mezcal vinasses at the laboratory level, in a 1 l flask with an operating volume (OpV) of 400 and an HRT of 25 days, using as biomass inoculum from an activated sludge system, with a concentration of 952 mg COD/l (90 % diluted vinasses). Under these conditions, an average OM removal efficiency of 81 ± 1 % was achieved. However, by increasing the vinasses concentration to 40 % (2 272 mg COD/l), only 9 % of the COD was removed. This poor removal efficiency is probably due to the lack of an acclimatization strategy that would allow the biomass to adapt to take advantage of this substrate without being inhibited.

On the other hand, other works have been able to achieve removal efficiencies close to 70 %, without the need to apply such high dilutions after biomass acclimatization. For example, Alvillo-Rivera, Garzón-

Zúñiga, Estrada-Arriaga, Buelna and Bahena-Bahena (2015) achieved average COD removal efficiencies of $71 \pm 1 \%$ in tequila vinasses diluted 40 % ($12\,638 \pm 3\,805$ mg COD/l), using sequential up-flow batch reactors (UASB) with fluidized bed, with two types of inoculums (activated sludge and activated carbon activated sludge), with an HRT of 7.16 d, 24 °C and neutral pH.

It is known that when only a biological treatment is used to purify wastewater with a complex and recalcitrant composition, medium or low removal efficiencies of these pollutants are to be expected. So, it could be advisable to apply a pretreatment to reduce the content of toxic compounds that inhibit microbial activity in these processes (Robles-González *et al.*, 2017).

One of the advantages that anaerobic digestion offers is the ability to generate biogas with a methane content ranging between 40 and 70 %, which is a product of energy interest, from substrates with high concentrations of organic matter ($> 10\,000$ mg COD/l) (Robles-González *et al.*, 2017; Buitrón, Prato-Garcia, & Zhang, 2014a). Some studies on methane production from tequila vinasses as Toledo-Cervantes, Guevara-Santos, Arreola-Vargas, Snell-Castro and Méndez-Acosta (2018), produced biogas with $82.6 \pm 1.2 \%$ methane, with a COD removal efficiency of $95.2 \pm 1.2 \%$, using an 8 l packed bed reactor, with PVC pipes as support material, operating at a pH of 7.7 and 35 °C. López-López, León-Becerril, Rosales-Contreras and Villegas-García (2015) produced biogas composed of 60-65 % methane with a yield of 335 ml CH₄/g COD in a UASB reactor with pH 7 at 35 °C with a COD removal greater than 75 %; Arreola-Vargas *et al.* (2017) reached yields of 280 ml

CH₄/g COD, together with a COD removal of 89.2 ± 0.52 % in a packed bed reactor, with $\frac{1}{2}$ in PVC tubes as support material on a pilot scale. One recent research (Gómez-Guerrero *et al.*, 2018) produced biogas with a maximum methane concentration of 35 %, with a yield of 3 Nml/gSV_{added} in an anaerobic co-digestion of mezcal vinasses, and bagasse of *Agave angustifolia* Haw (in a proportion 12/88 V/V), in a 1 000 ml reactor with an operational volume of 700 ml. However, by increasing the vinasses concentration in the reactor, the yield of methane production decreased. Again, it should be noted that the biomass used was not previously acclimatized to the mezcal vinasses.

Physicochemical treatment

Until now, only two types of physicochemical processes have been reported for the treatment of mezcal vinasses: flocculation with alginates and ozonation.

Flocculation with alginates

Alginates are organic polymers that can be obtained from various species of marine algae of the genus *Phaeophyceae* and bacteria of the genus *Pseudomonas* and *Azotobacter*, which are used as flocculants in the pharmaceutical, cosmetic industry and for the preparation of dental gels due to their capacity to retain metals and immobilize cells and biomolecules in liquid media. Retes-Pruneda *et al.* (2014) evaluated

sodium alginate and flocculant for the treatment of mezcal vinasses at the laboratory level. Using a flask with a working volume of 100 ml, he treated crude mixture vinasses with initial concentrations of COD and BOD₅ of 42 000 and 25 576 mg/l, respectively, and applying 3 g alginates/l, pH 9, 30 °C and HRT of 5 minutes, obtaining an organic matter removal efficiency of 21.6 % (BOD₅) and 39 % (COD). Among the advantages of the use of flocculants as wastewater pretreatment, compared to other systems such as sedimentation or screening, are the reduction of HRT, as well as the generation of a more homogeneous effluent (Retes-Pruneda *et al.*, 2014).

Other studies support the use of alginates in the wastewater treatment other than vinasses and with lower concentrations of organic matter. For example, Wu, Wang, Gao, Zhao and Yue (2012), achieved a COD removal efficiency of 80.1 %, from synthetic wastewater (2 860 mg COD/l) treated with 1 000 mg/l of sodium alginate and 1 000 mg/l of aluminum sulfate. However, the use of alginates as the only treatment is not very efficient, compared to anaerobic systems, but as a pretreatment in mezcal vinasses it represents an improvement greater than 20 % in the total OM removal efficiency (Retes-Pruneda *et al.*, 2014).

Ozonation

The use of ozone in water treatment is due to its oxidizing capacity, which allows breaking the structure of complex biomolecules into simpler structures, which increases their biodegradability and allows the removal of recalcitrant compounds present in mezcal and tequila vinasses such as melanoids and polyphenols (Robles-González *et al.*, 2017; Muñoz & Orta,

2013). This technology has been studied at the laboratory level in 3 l reactors with a useful volume of 500 ml, to treat mezcal vinasses with an initial concentration of 42 000 mg COD/l, neutral pH, ozone flow of 50 ml/s, mass flow of 0.5 g ozone/h, and HRT of 120 minutes. Under these conditions, the following removal efficiencies were obtained: 10.8 ± 0.2 % of organic matter; 83.8 ± 0.6 % of phenols, and 31.4 ± 1 % of aromatic compounds (Robles-González *et al.*, 2017). Ozonation in this type of vinasses presented a relatively low OM removal efficiency (10.8 ± 0.2 %) compared than that achieved by biological methods (close to 80 %). However, the most remarkable about this type of treatment is the ability to remove 83.8 ± 0.6 % of phenols, compounds that in high concentrations can inhibit microbial activity. So, the ozonation potential is as a pretreatment to a biological process.

Hybrid treatment systems

An alternative to improve the efficiency of pollutant removal in complex wastewater is the combination of treatment processes, such that the effluent from a first process serves as a substrate for a later stage. So far, the reported studies focused on using different combined technologies to treat mezcal vinasses are scarce. Some process that has been evaluated are Flocculants in combination with a fungal treatment and ozonation in combination with an activated sludge process. These studies are the first efforts to identify combined treatment options and have been only performed on a laboratory scale.

Flocculation with fungal treatment

Retes-Pruneda *et al.* (2014) evaluated both treatment processes separately and subsequently tested a combined system with the best conditions found in each process, as follows: For flocculation with sodium alginate, the raw vinasses were treated with 3 g alginate/l, pH 9, 30 °C, HRT for 5 minutes, followed by a biological treatment inoculated with 100 g/l of ligninolytic fungi (*T. troggi* and *P. ostreatus*), mezcal vinasses solution 75 % (pretreated by flocculation), pH 5.5, 28 ± 2 °C, stirred at 120 rpm, with HRT for 21 days. In this study, an increase in COD removal of 26 % was observed when including the flocculant pretreatment in the process with both species of fungi. With *T. troggi*, organic matter removal efficiencies of 82.8 % (BOD₅) and 92.5 % (COD) were obtained, and with *P. ostreatus* 80 % (BOD₅), and 91.4 % (COD). However, it is important to mention that the sodium alginate used in this work is a commercial reagent with a cost of \$15.01 USD/kg (Dental Packs, 2020), whose use on a large scale may not be affordable. Another drawback of these flocculants is the absence of treatment information for the generated sludge.

Ozonation with activated sludge

Robles-González *et al.* (2017) separately evaluated the efficiency in the removal of OM from a physicochemical treatment by ozonation and biological treatment of activated sludge in mezcal vinasses (42 000 mg COD/l). A 3 l reactor, 500 ml OpV, and HRT of 120 min was used in the ozone process, achieving a COD removal of 10.8 %. In the activated sludge process under aerobic conditions, using reactor flask 1 l, with an operational volume of 800 ml, at 23 °C, pH 7, and HRT of 13 days, and efficiency of 69 % COD removal was obtained. When evaluating these technologies in a combined system to treat mezcal vinasses, 85 % of the COD, 83 % of phenols, and 32 % of aromatic compounds were removed.

The COD removal efficiency achieved in this treatment train is like that achieved by other technologies such as anaerobic digestion (Villalobos-Castillejos *et al.*, 2009), but with the advantage of removing toxic and recalcitrant compounds. However, the use of ozone for treat mezcal vinasses has only been evaluated in the laboratory (Robles-González *et al.*, 2017), so it is necessary to study the efficiency and economic feasibility of this system on a larger scale. It is also necessary to consider other complementary processes that can be incorporated into this treatment train, such as anaerobic digestion and fungal treatments, because a limiting factor to increase the concentration of vinasses in the influent is the concentration of recalcitrant compounds (Villalobos-Castillejos *et al.*, 2009; Retes-Pruneda *et al.*, 2014).

Current development status of mezcal vinasses treatments

Currently, the development of treatment systems for mezcal vinasses has advanced and has diversified compared to the situation 8 to 10 years ago, when most of the treatment options were still theoretical because they only had been tested, with tequila vinasses or other types of vinasses. As has been presented in this document, different studies have been conducted with biological, physical, and chemical processes and combined processes. However, despite the notable progress, these studies can be considered the first efforts in the developing of applicable treatment systems to the mezcal industry since many of them have been carried out on a flask scale. So, much more research remains to be done, including the validation of technologies in pilot and full-scale. The development of treatment systems for tequila vinasses and other vinasses is an important reference that can provide valuable information on where future efforts to treat mezcal vinasses could be directed.

Treatment of tequila vinasses

As previously mentioned, tequila vinasses share important similarities with mezcal vinasses. The most studied technology for treating these vinasses is anaerobic digestion (Toledo-Cervantes *et al.*, 2018; Arreola-Vargas *et al.*, 2016; Méndez-Acosta *et al.*, 2010).

As seen in Table 5, OM removal efficiencies higher than 95 % can be achieved from tequila vinasses (30 000-33 000 mg COD/l), in continuous stirred tank reactors (CSTR) and packed bed reactors (PBR) operating at 35 °C, with a pH between 7.4-7.7 and HRT of 5-6 d (Toledo-Cervantes *et al.*, 2018; Méndez-Acosta *et al.*, 2010). However, at the pilot plant level there is the problem of maintaining the temperature at 35 °C, for this reason, Arreola Vargas *et al.* (2017) operated at room temperature (25 °C) a PBR, with an initial OM concentration of 25 000 mg COD/l, reaching removal efficiencies close to 90 % (Arreola-Vargas *et al.*, 2017). Other operational problems that the treatment of these residues may present is the presence of inhibitory compounds, such as phenols, lactic acid, acetic acid, formaldehyde and furfural, which can inhibit more than 60 % of microbial activity in various biological processes, despite acclimatization, but even do these systems can remove until 70 to 80 % of COD (Kumar & Ram, 2021; Weber, Estrada-Maya, Sandoval-Moctezuma, & Martínez-Cienfuegos, 2019; Palomo-Briones *et al.*, 2018). Anaerobic systems have the potential to be used as a highly efficient treatment in mezcal vinasses. However, studies using this substrate are still needed.

Table 5. Anaerobic treatment of tequila vinasses.

Reactor	PBR ¹	PBR ²	UASB ³	CSTR ⁴	AnSBR
OpV	445 l	4 l	1.2	5 l	5.1
Packing	PVC de ½ in	PVC Cloisonyle©	-	-	-
HRT (d)	5	6	1.5	5	7
Temperature (°C)	25	35	35	35 ± 1	32
pH	5.5	7.7	6.5-6.8	7.4	7
COD _{initial} (mg/l)	25 000	30 000	7 500	33 000	8 100±100
COD _{Removal} (%)	89.2±0.52	95.2±1.2	70	95	85.4±0.1

Sources: 1) Arreola Vargas *et al.* (2017); 2) Toledo-Cervantes *et al.* (2018); 3) Marino-Marmolejo *et al.* (2015); 4) Méndez-Acosta *et al.* (2010); 5) Arreola-Vargas *et al.* (2016).

Revalorization of vinasses

A trend of interest in the treatment of organic waste is its revalorization to obtain energy products. From tequila vinasses (7 500-33 000 mg COD/l), it is possible to generate biogas with high methane content (60-72 %) that can be used as fuel (Arreola-Vargas *et al.*, 2016; Marino-Marmolejo *et al.*, 2015; Méndez-Acosta *et al.*, 2010). However, one way to obtain more than one energy compound of interest is using "treatment trains" such as, for example, a dark fermentation (DF) stage for the generation of biohydrogen followed by a methanogenic process to produce methane. In this regard, Buitrón, Kumar, Martinez-Arce and Moreno (2014b) obtained the production of 57.4 ± 4.0 ml H_2 /l-h in an SBR (dark fermentation) and a production of 11.7 ± 0.7 ml CH_4 /l-h in a UASB (methanogenic process).

The DF process is characterized by a low COD removal efficiency (5.78-13.3 %). However, it allows obtaining biogas rich in biohydrogen with a yield that ranges from 714 to 833 mg COD/l H_2 (Guo, Yang, Xiang, Wang, & Ren, 2010; Wang & Zhao, 2009). This technology has been studied in tequila vinasses (57 000 mg COD/l), generating biogas composed of 70 ± 5 % hydrogen, with a production rate of 72 ± 9 ml H_2 /l-h, removing up to 7.32 % of the COD (García-Depraet & León-Becerril, 2018). The OM that remains after DF, which is in the form of by-products such as alcohols and VFAs, can be used as a substrate in other bioprocesses, such as anaerobic digestion (Guo *et al.*, 2010) or microbial fuel cells (Wang & Zhao, 2009) for the generation of other energetic products.

Microbial fuel cells (MFC) are systems where it is possible to use the electrons released by the degradation of organic substrates in the presence of microorganisms for the generation of electricity (Li, Sheng, Liu, & Yu, 2011). The MFC have not been evaluated with mezcal vinasses, but with other types of vinasses, for example, those generated in the production of sugarcane alcohol (800 mg COD/l), removing 97 % of the OM and generating up to 554 mV (Chi-Wen, Chih-Hung, Wan-Ting, & Shen-Long, 2015). Other works such as Ottoni *et al.* (2018) achieved OM removal efficiencies of 54.5 % from this same type of vinasses with an initial concentration of 24 000 mg COD/l producing up to 800 mW/m². Therefore, it is important to evaluate the application of MFC in the treatment of mezcal vinasses.

However, a concept that has not been applied to the treatment of tequila or mezcal vinasses is that of "biorefinery". In these processes, a series of treatments are coupled in such a way that the effluent from one stage serves as a substrate for the next, generating products of interest and minimizing the generation of waste (Schievano *et al.*, 2016; Demirbas, 2009). This type of process allows the obtaining of various energy compounds of interest from complex diversified residues, using different microbial populations that allow different metabolites coming from a single original substrate.

Currently, at the National Polytechnic Institute (IPN) of Mexico, a study is being carried out that seeks biofuels from mezcal vinasses by the focus of biorefinery that includes two bioprocesses: a dark fermentation followed by a MFC process. Preliminary results show that in the dark fermentation of mezcal vinasses operated with an initial concentration of

18 367 $\pm$ 1 200 mg COD/l, an OM removal efficiency of 20 $\pm$ 3 % have been obtained with a biogas production of 1 041 $\pm$ 97 ml/l-reactor, composed by both biohydrogen and methane with a proportion varying between 79 and 5 % of H₂, and between 11 and 28 % of CH₄ (Díaz-Barajas, Garzón-Zúñiga, Moreno-Andrade, Vigueras-Cortés, & Barragán-Huerta, 2021). The effluent of the DF reactor with a concentration of 3 765 $\pm$ 519 mg VFA/l was used for feeding the MFC, have been generated up to 29.55 $\pm$ 20 mV with an OM removal efficiency of 76 $\pm$ 9 % (Díaz-Barajas, Garzón-Zúñiga, Moreno-Andrade, Vigueras-Cortés, & Barragán-Huerta, 2019). These results suggest that this biorefinery treatment train can achieve significant OM removal efficiencies, and the generation of three sustainable energy sources. Therefore, it is needed to carry out more research work with the biorefinery approach to obtain various compounds of high energy value that can benefit mezcal producers, reducing the discharge of highly polluting effluents into the environment.

Future perspectives

Regarding the mezcal vinasses treatments published, activated sludge is not a good option as a single treatment since it only achieves 69 % COD removal and has an HRT of 13 days, which implies enormous energy consumption and high operating costs. The fungal tests have presented good results for removal efficiency of COD (74 %) and color (98 %). However, these are discontinuous tests where the main mechanism is adsorption. Therefore, much more research is required, such as that carried out by Garzón-Zúñiga *et al.* (2018), where fungi immobilized in

an organic packaging medium are used to allow the biotransformation and biodegradation of tequila vinasses. This is achieved by the action of non-specific extracellular enzymes of basidiomycetes fungi. Regarding the anaerobic digestion work of mezcal vinasses, a good COD removal efficiency was achieved (81 %) but applying a high dilution. However, in works with tequila vinasses better efficiencies have been obtained and applying initial concentrations up to 10 times higher (27 g COD/l). Therefore, anaerobic digestion studies with mezcal vinasses should also focus on being able to work with higher concentrations, for which an acclimatization of the reactor biomass to recalcitrant substances, present in the mezcal vinasses, such as phenols and furfurals, is required. The physicochemical processes of flocculation and ozonation showed low COD removal efficiencies between 10 and 39 %, being the least efficient technologies. And neither are they recommended as a single technology due to the cost of supplies (alginates and ozone) that make the treatment more expensive. The combination of physicochemical with biological process increases the removal efficiencies but increases the treatment costs. Considering all the above and the fact that mezcal producers see treatment costs as an expense, this being an important reason why they do not treat their vinasses, what seems to be more appropriate is to revalue the waste. In other words, develop bioprocesses that generate by-products with commercial value to interest producers in investing in them and at the same time reduce environmental pollution. This is beneficial both from the economic point of view and from the sustainability of the treatment. Some work has been done in this area in the case of tequila vinasses, but very little has been studied in the case of mezcal vinasses. Therefore, we propose that this is where treatment

efforts should be focused and finally within the line of revalorization of mezcal waste, we propose that it should be done with the biorefinery approach. The high concentration of organic matter and the diversity of organic molecules in the mezcal vinasses allow different bioprocesses to be carried out to generate more than one product with value, for example bio-hydrogen, methane, bio-hythane, volatile fatty acids, and electrical energy, all of them with high value and potential to even be reused in the same production facilities. That is, take advantage of the contaminants from the mezcal industry as substrates under the concept of circular economy.

Conclusions

In the last decade, the first works on the treatment of mezcal vinasses have been presented, including activated sludge, fungal treatments, anaerobic systems, flocculation and ozonation systems, and some hybrid systems that combine a biological and a physicochemical treatment. Of these treatments, those with the most encouraging results for large-scale application are the fungal treatment in biofilters with organic support material and anaerobic treatment, which has high organic matter removal efficiencies, in addition to being able to generate biogas with potential as fuel.

The presence of toxic compounds, such as phenols in vinasses, can inhibit microbial activity in biological treatment systems, reducing the efficiency in the removal of organic matter. Therefore, the inclusion of a physicochemical pretreatment as ozonation that removes these

compounds or performs the biomass's acclimatization to these compounds can improve the performance of a biological treatment system.

Due to the high concentrations of organic matter present in the mezcal vinasses, its revalorization is proposed. Indeed, few investigations has been done by applying treatment systems that allows to obtain high-energy compounds such as biohydrogen and methane, and simultaneously improving the efficient removal of pollutants in these effluents.

However, considering that the high content of organic matter in mezcal vinasses is found in the form of compounds of different complexity, different groups of microorganisms are required to be bio-transformed. In this work, it is proposed to develop biorefinery type treatment trains, in which several types of energy can be obtained by applying different bioprocesses in a sequential way in which the products of one process are the substrate of the next. Few recent works have demonstrated that it is possible to apply biorefinery treatment to mezcal vinasses and simultaneously to produce biohydrogen, methane and electrical energy. However, much more research must be done to develop biorefinery treatment from organic wastes of mezcal production.

Conflict of interests

The authors declare that they have no conflict of interests.

Acknowledgements

This study was sponsored by Instituto Politécnico Nacional (SIP, 20202000). Also, Sergio Díaz-Barajas was supported with a scholarship from National Council of Science and Technology (Conacyt). We also appreciate the support of Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Durango (COCyTED) through the project number 17 of the “Convocatoria para el Impulso a la Vinculación mediante Proyectos Academia-Empresa-Sociedad 2019-01”.

References

- Acharya, B. K., Mohana, S., & Madamwar, D. (2008). Anaerobic treatment of distillery spent wash - A study on upflow anaerobic fixed film bioreactor. *Bioresource Technology*, 99(11), 4621-4626. DOI:10.1016/j.biortech.2007.06.060
- Acosta, N., & Iñiguez, G. (2009). Fertilizante orgánico obtenido de las vinazas tequileras y estiércol de ganado. *Revista Científica Internacional Inter Science Place*, 2(4). Recovered from <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:185764734>
- Alvillo-Rivera, A. J., Garzón-Zúñiga, M. A., Estrada-Arriaga, E. B., Buelna, G., & Bahena-Bahena, E. O. (abril, 2015). Tequila Vinasses treatment using Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors. In: Cuevas-Rodriguez, G. (chair). *Management in México: Present and future, anaerobic bioprocesses*. 4th IWA Mexico Young Water Professionals Conference. Guanajuato, Guanajuato, México.

- Arreola-Vargas, J., Jaramillo-Gante, N. E., Celis, L. B., Corona-González, R. I., González-Álvarez, V., & Méndez-Acosta, H. O. (2016). Biogas production in an anaerobic sequencing batch reactor by using tequila vinasses: effect of pH and temperature. *Water Science & Technology*, 73(3), 550-556. DOI: 10.2166/wst.2015.520
- Arreola-Vargas, J., Snell-Castro, R., Rojo-Liera, N. M., González-Álvarez, V., & Méndez-Acosta, H. O. (2017). Effect of the organic loading rate on the performance and microbial populations during the anaerobic treatment of tequila vinasses in a pilot-scale packed bed reactor. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 93(2), 591-599. DOI: 10.1002/jctb.5413
- Barrera, E. L., Spanjers, H., Romero, O., Rosa, E., & Dewulf, J. (2019). A successful strategy for start-up of lab-scale UASB reactor treating sulfate-rich sugar cane vinasse. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. DOI: 10.1002/jctb.6222
- Beltran-de-Heredia, J., Dominguez, J. R., & Partido, E. (2018). Physico-chemical treatment for the depuration of wine distillery wastewaters (vinasses). *Water Science and Technology*, 51, 159-16. PMID: 15771112
- Buitrón, G., Prato-Garcia, D., & Zhang, A. (2014a). Biohydrogen production from tequila vinasses using a fixed bed reactor. *Water Science & Technology*, 70(12), 1919-1925. DOI: 10.2166/wst.2014.433

- Buitrón, G., Kumar, G., Martinez-Arce, A., & Moreno, G. (2014b). Hydrogen and methane production via a two-stage processes (H₂-SBR D CH₄-UASB) using tequila vinasses. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(33), 19249-19255. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2014.04.139
- Chi-Wen, L., Chih-Hung, W., Wan-Ting, H., & Shen-Long, T. (2015). Evaluation of different cell-immobilization strategies for simultaneous distillery wastewater treatment and electricity generation in microbial fuel cells. *Fuel*, 144, 1-8. DOI: 10.1016/j.fuel.2014.12.009
- CRM, Consejo Regulador del Mezcal. (2020). *Informe estadístico 2020*. Recuperado de https://www.crm.org.mx/PDF/INF_ACTIVIDADES/INFORME2020.pdf
- Dental Packs. (2020). *Alginate max print cyan*. Recuperado de https://www.dentalpacks.mx/deposito-dental/clinica/materiales-de-impresion/alginate/max-print-cyan/?utm_source=Google%20Shopping&utm_campaign=Google%20Shop%20Feed%202020%20V2&utm_medium=cpc&utm_term=13427&gclid=CjwKCAjw9vn4BRBaEiwAh0muDDmLcmrFFEjMFUGLg3V4KnnwHEM1_bhJndFuo1MTwUALUHCVSoJCFRoCnssQAvD_BwE
- Demirbas, F. M. (2009). Biorefineries for biofuel upgrading: A critical review. *Applied Energy*, 86, S151-S161. DOI: 10.1016/j.apenergy.2009.04.043

- Díaz-Barajas, S. A., Garzón-Zúñiga, M. A., Moreno-Andrade, I., Vigueras-Cortés, J. M., & Barragán-Huerta, B. E. (2021). Acclimation of microorganisms for an efficient production of volatile fatty acids and biogas from mezcal vinasses in a dark fermentation process. *Water Science & Technology*, 83(11), 2724-2731. DOI: 10.2166/wst.2021.176
- Díaz-Barajas, S. A., Garzón-Zúñiga, M. A., Moreno-Andrade, I., Vigueras-Cortés, J. M., & Barragán-Huerta, B. E. (2019). *Generación de electricidad a partir de vinaza de mezcal en un proceso sistema de biorrefinería*. XVIII Jornadas Académicas del Doctorado en Ciencias en Biotecnología, Instituto Politécnico Nacional. Recuperado de <https://www.dcb.rsip.ipn.mx/assets/files/dcb-rsip/docs/jornadas/MemoriaDCBXVIIIIOCT19.pdf>
- Enitan, A. M., Adeyemo, J., Kumari, S., Swalaha, F. M., & Bux, F. (2015). Characterization of brewery wastewater composition. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 9(9), 1073-1076. DOI: 10.1007/s00248-013-0333-x
- Ferral-Pérez, H., Torres-Bustillos, L. G., Méndez, H., Rodríguez-Santillan, J. L., & Chairez, I. (2016). Sequential treatment of tequila industry vinasses by biopolymer-based coagulation/flocculation and catalytic ozonation. *Ozone: Science & Engineering*, 38(4), 279-290. DOI: 10.1080/01919512.2016.1158635
- García-Depraet, O., & León-Becerril, E. (2018). Fermentative biohydrogen production from tequila vinasse via the lactateacetate pathway: Operational performance, kinetic analysis, and microbial ecology. *Fuel*, 234, 151-160. DOI: 10.1016/j.fuel.2018.06.126

- Garzón-Zúñiga, M. A., Alvillo-Rivera, A. J., Ramírez-Camperos, E., Buelna, G., Díaz-Godínez, G., & Estrada-Arriaga, E. B. (2018). Evaluation of *Ficus benjamina* wood chip-based fungal biofiltration for the treatment of Tequila vinasses. *Water Science & Technology*, 77(55), 1449-1459. DOI: 10.2166/wst.2018.023
- Garzón-Zúñiga, M. A., Sandoval-Villasana, A. M., & Moeller-Chávez, G. (2011). Decolorization of the AO24 azo dye and reduction of toxicity and genotoxicity. *Water Environment Research*, 83(2), 107-115. DOI: 10.2175/106143010X12780288627977
- Gómez-Guerrero, A. V., Valdez-Vázquez, I., Caballero-Caballero, M., Chiñas-Castillo, F., Alavéz-Ramírez, R., & Montes-Bernabé, J. L. (2018). Co-digestion of *Agave angustifolia* haw bagasse and vinasses for biogas production from mezcal industry. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 18(3), 1073-1083. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbi/revmexingquim/2019v18n3/Gomez
- Gómez-Guerrero, A. V., Caballero-Caballero, M., & Hernández-Gómez, L. H. (2014). Producción de biogás a partir de bagazo y vinaza del *Agave angustifolia* haw generada como residuo en la elaboración de mezcal (tesis de maestría). Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, México. Recuperado de http://literatura.ciidiroaxaca.ipn.mx:8080/xmlui/handle/LITER_CII_DIROAX/226

- Guo, W. Q., Yang, S.-S., Y., Xiang, W. S., Wang, X. J., & Ren, N. Q. (2010). Minimization of excess sludge production by in-situ activated sludge treatment processes— A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 31(8), 1386-1396. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2013.06.003
- Kumar, A., & Ram, C. (2021). *Agave* biomass: A potential resource for production of value- added products. *Environmental Sustainability*, 4, 245-259. DOI: 10.1007/s42398-021-00172-y
- Li, W. W., Sheng, G. P., Liu, X. W., & Yu, H. Q. (2011). Recent advances in the separators for microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 102(1), 244-252. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.03.090
- López-López, A., Davila-Vazquez, G., León-Becerril, E., Villegas-García, E., & Gallardo-Valdez, J. (2010). Tequila vinasses: Generation and full-scale treatment processes. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 9, 109-116. DOI: 10.1007/s11157-010-9204-9
- López-López, A., León-Becerril, E., Rosales-Contreras, M. E., & Villegas-García, E. (2015). Influence of alkalinity and VFAs on the performance of an UASB reactor with recirculation for the treatment of Tequila vinasses. *Environmental Technology*, 36(19), 2468-2476. DOI: 10.1080/09593330.2015.1034790
- Marino-Marmolejo, E. N., Corbalá-Robles, L., Cortez-Aguilar, R. C., Contreras-Ramos, S. M., Bolaños-Rosales, R. E., & Davila-Vazquez, G. (2015). Tequila vinasses acidogenesis in a UASB reactor with *Clostridium* predominance. *SpringerPlus*, 4(1), 419. DOI: 10.1186/s40064-015-1193-2

- Méndez-Acosta, H. M., Snell-Castro, R., Alcaraz-González, V., González-Álvarez, V., & Pelayo-Ortiz, C. (2010). Anaerobic treatment of Tequila vinasses in a CSTR-type digester. *Biodegradation*, 21(3), 357-363. DOI: 10.1007/s10532-009-9306-7
- Mostafa, P., Mostafa, K. D. K., & Keikhosro, K. (2019). A review of biogas production from sugarcane vinasse. *Biomass and Bioenergy*, 122, 117-125. DOI: 10.1016/j.biombioe.2019.01.034
- Moraes, B. S., Zaiat, M., & Bonomi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 44, 888-903. DOI: 10.1016/j.rser.2015.01.023
- Muñoz, J. F., & Orta, M. T. (2013). Efecto del ozono en la remoción de materia orgánica disuelta de un efluente secundario. *Revista EIA*, 9(18), 171-178. Recuperado de <https://revistas.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/268>
- Ottoni, C. A., Simoes, M. F., Santos, J. G., Peixoto, L., Martins, C. R., Silva, B. P., Neto, A. O., Brito, A. G., & Maiorano, A. E. (2018). Application of microbial fuel cell technology for vinasse treatment and bioelectricity generation. *Biotechnology Letters*, 41, 107-114. DOI: 10.1007/s10529-018-2624-2
- Palomo-Briones, R., López-Gutiérrez, I., Islas-Lugo, F. Galindo-Hernández, K. L., Munguía-Aguilar, D., Rincón-Pérez, J. A., Cortés-Carmona, M. A., Alatríste-Mondragón, F., & Razo-Flores, E. (2018). Agave bagasse biorefinery: Processing and perspectives. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20, 1423-1441. DOI: 10.1007/s10098-017-1421-2

- Retes-Pruneda, J. L., Jáuregui-Rincón, J., & Lozano-Álvarez, J. A. (2014). *Biorremediación de vinazas de la industria tequilera y mezcalera mediante tratamiento fisicoquímico y biológico*. Aguascalientes, México: Universidad Autónoma de Aguascalientes. Recuperado de <http://bdigital.dgse.uaa.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/11317/1089/387365.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Robles-González, V. S., Galíndez-Mayer, J., Rinderknecht-Seijas, N., & Poggi-Valardo, H. N. (2012). Treatment of mezcal vinasses: A review. *Journal of Biotechnology*, 157(4), 524-546. DOI: 10.1016/j.jbiotec.2011.09.006
- Robles-González, V. S., Poggi-Valardo, H., Galíndez-Mayer, J., & Ruíz-Ordaz, N. (2017). Combined treatment of mezcal vinasses by ozonation and activated sludge. *Water Environment Research*, 90, 1985-1996. DOI: 10.2175/106143017X15054988926433
- Schievano, A., Sciarria, T. P., Gao, Y. C., Scaglia, B., Salati, S., Zanardo, M., Quiao, W., Dong, R., & Adani, F. (2016). Dark fermentation, anaerobic digestion, and microbial fuel cells: An integrated system to valorize swine manure and rice bran. *Waste Management*, 56, 519-529.
- Secretaría de Turismo de Durango. (2019). *Google Maps*. Recuperado de <https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1AB-o-nlKGPQmDaw6RIUKngAJVkJScr5yU&hl=es&ll=23.9064225000000005%2C-104.2664575&z=10>
- Strong, P. J. (2009). Fungal remediation of Amarula distillery wastewater. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 26(1), 133-144. DOI: 10.1007/s11274-009-0152-x

- Toledo-Cervantes, A., Guevara-Santos, N., Arreola-Vargas, J., Snell-Castro, R., & Méndez-Acosta, H. O. (2018). Performance and microbial dynamics in packed-bed reactors during the long-term two-stage anaerobic treatment of tequila vinasses. *Biochemical Engineering Journal*, 138, 12–20. DOI: 10.1016/j.bej.2018.06.020
- Varila-Quiroga, J. A., & Díaz-López, F. A. (2008). Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala laboratorio. *Journal of Technology*, 7(2), 21–28. Recuperado de https://sistemamid.com/panel/uploads/biblioteca/2017-01-27_02-59-21139703.pdf
- Villalobos-Castillejos, F., Robles-González, V. S., & Poggi-Valardo, H. (2009). *Disminución de la materia orgánica biodegradable presente en vinazas mezcaleras mediante digestión anaerobia*. Heroica Ciudad de Huajuapán de León, México: Universidad Tecnológica de la Mixteca.
- Wang, H., & Zhao, Y. (2009). A bench scale study of fermentative hydrogen and methane production from food waste in integrated two-stage process. *International Journal Hydrogen Energy*, 34(1), 245–254. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2008.09.100
- Weber, B., Estrada-Maya, A., Sandoval-Moctezuma, A. C., & Martínez-Cienfuegos, I. G. (2019). Anaerobic digestion of extracts from steam exploded Agave tequilana bagasse. *Journal of Environmental Management*, 245, 489–495. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.05.093

Wu, C., Wang, Y., Gao, B., Zhao, Y., & Yue, Q. (2012). Coagulation performance and floc characteristics of aluminum sulfate using sodium alginate as coagulant aid for synthetic dying wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 95, 180-187. DOI: 10.1016/j.seppur.2012.05.009

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-05

Artículos

Autogestión en el manejo y distribución del agua de uso agrícola: caso Pozo Zamorano, Hidalgo, México

Self-management in the management and distribution of water for agricultural use: The case of Pozo Zamorano, Hidalgo, Mexico

Damaris Mejía-de la Rosa¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2066-208X>

Julio Sánchez-Escudero², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5347-016X>

Ignacio Ocampo-Fletes³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6311-1072>

Diego Flores-Sánchez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0140-3907>

¹Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, damis77795@hotmail.com

²Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, sanchezej@colpos.mx

³Colegio de Postgraduados, Puebla, México, ocampoif@colpos.mx

⁴Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, dfs@colpos.mx

Autor para correspondencia: Julio Sánchez-Escudero,
sanchezej@colpos.mx

Resumen

Diversas experiencias de pequeñas unidades de riego muestran que, a partir de organizaciones sociales, normas, usos y costumbres, y arreglos consensados para la toma de decisiones han logrado acuerdos vinculantes en torno a temas de interés colectivo, tales como sistemas autogestivos del agua, en donde mediante un nivel organizativo se llevan a cabo todas las actividades del sistema de riego, como distribución del agua, mantenimiento, resolución de conflictos, monitoreo y vigilancia. El objetivo del estudio fue conocer la capacidad autogestiva de la sociedad de usuarios "Pozo Zamorano" en el manejo del agua a partir de los principios de diseño característicos de los recursos de uso común (RUC) de larga duración. Los resultados muestran que la gestión del recurso está dada por normas y reglamentos internos, sistemas de sanciones económicas que han sido establecidas de forma común por los usuarios, para permitir un buen manejo y orden dentro de la sociedad. Los puntos de diseño propuestos por Ostrom para las organizaciones administradas por los mismos usuarios están presentes en la organización de la sociedad "Pozo Zamorano" y se pueden considerar con un desempeño alto. La condición autogestiva de los socios regantes les ha permitido dar continuidad a la actividad agrícola, de la cual depende la mayoría de los habitantes de la comunidad.

Palabras clave: organización autogestiva, riego agrícola, riego campesino, recursos de uso común, gobernanza.

Abstract

Several experiences of small irrigation units show that, based on social organizations, norms, uses and customs, and agreed arrangements for making decision have reached binding agreements on issues of collective interest, such as self-managed water systems, where through an organizational level, the activities of the irrigation system are carried out, such as water distribution, maintenance, conflict resolution, monitoring and surveillance. The study was aimed to know the self-management capacity of the "Pozo Zamorano" in water management, based on the design principles of long-term common use resources (CUR). The results show that the management of the resource is given by internal rules and regulations, economic sanction systems that have been established in a common way by the users, to allow good management and order within society. The design points proposed by Ostrom for organizations managed by the same users are present in the organization of the "Pozo Zamorano" society and it can be considered with a high performance. The self-managed condition of the irrigating partners has allowed them to give continuity to the agricultural activity, on which the majority of the community's inhabitants depend.

Keywords: Self-managing organization, agricultural irrigation, peasant irrigation, common-use resources, governance.

Recibido: 30/12/2021

Aceptado: 27/07/2022

Publicado online: 18/08/2022

Introducción

En México, la agricultura de riego es el usuario más importante del agua, aunque en ciertas zonas metropolitanas los usos urbano e industrial superan al sector agrícola, lo que ha generado una lucha y conflictos por el escaso recurso hídrico ocasionado por el crecimiento poblacional y el desarrollo de la economía (Palacios-Vélez & Escobar-Villagrán, 2016). No obstante, de acuerdo con la Ley Nacional de Aguas de 1992, el uso doméstico y el uso público urbano tienen preferencia en relación con otro uso (DOF, 1992).

La superficie agrícola de riego de México es de 7.17 millones de hectáreas; 3.29 millones de hectáreas están administradas por los distritos de riego, y 3.88 millones de hectáreas están organizadas en unidades de riego; éstas últimas, integradas por asociaciones de usuarios u otras formas de organización que operan constituidos para prestar el servicio del riego con procesos de gestión autónomas y para operar las obras de infraestructura hidráulica para la captación, derivación, conducción, regulación y distribución del agua de riego agrícola (Conagua, 2018).

Escobedo (1997) destaca que los sistemas de pequeño riego son autorregulados y autoadministrados por los propios regantes, quienes han logrado formar organizaciones autogestivas con capacidad para conservar la infraestructura y manejar el agua; a diferencia de la grande irrigación, administrada y controlada por instituciones del Estado.

Respecto a la gestión del recurso hídrico, se plantea que debe llevarse a cabo en forma descentralizada e integrada, privilegiando la acción directa y las decisiones por parte de los actores locales (DOF, 1992). Desde la perspectiva social de la autogestión, implica la administración desde las comunidades o la sociedad civil, concibiendo el agua como un elemento constitutivo de la vida y para la vida de la comunidad; esto implica la participación directa en la toma de decisiones, además de las tareas de administración y ejecución de sus recursos para beneficios colectivos, que pueden ser materiales e inmateriales, significativos para los actores que los gestionan (Sandoval & Günther, 2015).

En relación con lo anterior, Ostrom (2000) destaca que diversas instituciones que manejan recursos de uso común (RUC) han desarrollado procesos para organizarse y gobernarse a sí mismas para obtener beneficios conjuntos, en los que la base es la capacidad de los individuos para autoorganizarse y resolver problemas sin ningún tipo de ayuda externa. Para mostrar lo anterior, establece siete principios de diseño que caracterizan a las instituciones sólidas y un octavo principio para casos más amplios y complejos. Ostrom (2014) sostiene que estos principios de diseño parecen sintetizar los factores centrales que afectan la

probabilidad de sobrevivencia en el largo plazo de una institución desarrollada por los usuarios de un recurso.

La capacidad autogestiva de las comunidades para gestionar el agua de uso agrícola ha sido documentada en diversos estudios. Aquí se presenta el caso de la Sociedad de Producción Rural de Responsabilidad Limitada (S. P. R. de R. L.) "Pozo Zamorano" de la comunidad de El Zamorano, perteneciente al municipio de Huichapan, Hidalgo, México.

El objetivo del estudio fue conocer la capacidad autogestiva de la sociedad de usuarios "Pozo Zamorano" en el manejo del agua, a partir de los principios de diseño característicos de los recursos de uso común de larga duración propuestos por Ostrom (2000).

Gobernanza, organización social, autogestión

La autogestión es la independencia de los usuarios para la gestión, en aspectos constitucionales y toma de decisiones colectivas; organización y administración interna, y movilización de recursos humanos y económicos, como operativos para el reparto de agua, operación, mantenimiento y reparación de la infraestructura (Salazar, Saravia, & Rafael, 2010).

La gestión del agua puede definirse como el conjunto de acuerdos, reglas y actividades que posibilitan que el agua sea distribuida entre los distintos usuarios y/o comunidades de regantes, de manera que pueda ser distribuida de forma organizada y adecuada conforme a los sistemas de cultivos que implementan (Gerbrandy & Hoogendam, 2002).

Autores como Alcántara-Santuario y Marín-Fuentes (2013) analizan el concepto de gobernanza desde un punto de vista general, y mencionan que tuvo un sentido más ligado al gobierno, como sinónimo de gobernabilidad, con un marco de reglas, instituciones y prácticas para orientar la eficacia y eficiencia en el desarrollo de sus recursos económicos y sociales. Sin embargo, gradualmente se ha extendido a la participación de redes interdependientes del gobierno, el sector privado y la sociedad civil.

En este sentido, Murillo-Licea y Soares-Morales (2013) indican que ambos términos han aparecido en los fenómenos relacionados con la gestión integrada de recursos hídricos, y se refieren a gobernabilidad cuando se trata de la parte institucional conferida al gobierno y sus instituciones, en su capacidad y rango de acción; mientras que por gobernanza consideran a la acción conjunta del gobierno más la participación de la sociedad, basadas en el cumplimiento y la aplicación de normas que regulan dicha interacción. Asimismo, destacan que, para México, desde el enfoque de gobernanza del agua, la presencia y acciones de grupos sociales han aumentado con los años. Así, el péndulo de la gobernabilidad a la gobernanza muestra la tendencia en el que las entidades sociales han ganado presencia.

Tal es el caso de lo que describen Morales-Juárez y Méndez-García (2021), para Huajuapán de León sobre las tensiones que enfrentan lo que ellos denominan sistemas independientes de agua (SIAs), los cuales son instituciones establecidas y administradas por los propios usuarios, que han consolidado y sostenido la gestión local del agua. En su análisis, a través de un marco analítico de gobernanza (MAG), establecen tres

factores: el pago de la electricidad para la extracción y el mantenimiento del sistema de suministro; la cobertura y ampliación de la infraestructura a causa de la creciente urbanización; y la defensa del control del agua con respecto al organismo operador municipal.

Ellos le denominan una “gobernanza desde abajo”, pues son acciones concretas impulsadas por la sociedad, que se originan dentro del entorno comunitario, con la intención de resolver necesidades y problemas de tipo público.

Murillo-Licea y Soares-Morales (2013) indican que existen varios instrumentos jurídicos que tratan el tema de agua en México, y en particular destacan que su gobernanza jurídica se encuentra en La Ley de Aguas Nacionales (LAN, 2004), en donde se trata de crear un ambiente incluyente, para que organizaciones de la sociedad civil tengan acciones en cuanto a la gestión del agua; asimismo, indican que la acción social traspasa los límites de las leyes y resaltan al empoderamiento de grupos sociales.

Al respecto, es importante destacar diversas experiencias de pequeñas unidades de riego, que, a partir de organizaciones sociales, normas, usos y costumbres, y arreglos consensados para la toma de decisiones, han logrado acuerdos vinculantes en torno a temas de interés colectivo, como sistemas autogestivos del agua, en donde mediante un nivel organizativo, ellos mismos llevan a cabo todas las actividades del sistema de riego, como distribución del agua, mantenimiento, resolución de conflictos, monitoreo y vigilancia (Palerm & Martínez, 2000; Mazabel & Davison, 2007; Ocampo-Fletes, Parra-Inzunza, & Ruiz-Barbosa, 2018).

Aquí habría que destacar lo que señala Palerm (2015), quien refiere que una vez que la junta de aguas entrega el agua a los ejidos o a las unidades de riego, ésta ya no tiene injerencia sobre la distribución que se realice al interior de esas organizaciones.

En este sentido destacan las teorías y análisis propuestos por Ostrom, quien muestra, a través del análisis de 150 sistemas de riego en Nepal, cómo un grupo de productores creaba reglas para asignar los costos y beneficios de construir y operar su propio sistema de riego. Así, demostró que una de las mejores estrategias es la cooperación mediante la construcción de instituciones robustas (Ostrom, 2014).

Ostrom (2014) plantea como método analítico ocho principios originales para el diseño de instituciones duraderas de manejo de recursos de uso común, que promuevan una gobernanza desde las capacidades y dinámicas locales.

Al respecto, Díaz-Rosillo y Mazabel-Domínguez (2011), a través de una serie de puntuaciones y escalas, evaluaron el estado de la presencia de los siete primeros principios de Ostrom, resultando que el sistema presentó un nivel alto en los cuatro primeros y en el séptimo; fue bajo en el quinto; y medio en el sexto. Concluyen que es un grupo autogestivo que puede aún mejorar a través de la disposición de sus socios para ocupar cargos en la mesa directiva o hacerse cargo del pozo; mejorar la comunicación para el manejo del riego, y una mayor definición de las sanciones por algún incumplimiento.

De la misma manera, Coral, Vicente y Romano (2017), al revisar cómo se gestionan colectivamente los bienes comunes, que incluyen fuentes de agua, tierra, recursos forestales, turísticos y culturales en Agua

Blanca Ecuador, analizados según los principios de diseño que caracterizan a instituciones de larga duración de Ostrom (2000), encuentran presente los ocho principios, por lo que concluyen que se trata de un modelo de organización social y gestión sostenible de los recursos naturales.

Materiales y métodos

Características de la comunidad El Zamorano

El estudio se realizó en la comunidad El Zamorano, perteneciente al municipio de Huichapan, en el estado de Hidalgo, México. El municipio se localiza al oeste del estado de Hidalgo, entre los paralelos 20° 22 ' 24" de latitud norte y a los 99° 38 ' 56" de longitud oeste (Inafed, 2002), en la Figura 1 se muestra el sistema de riego de la sociedad "Pozo Zamorano".

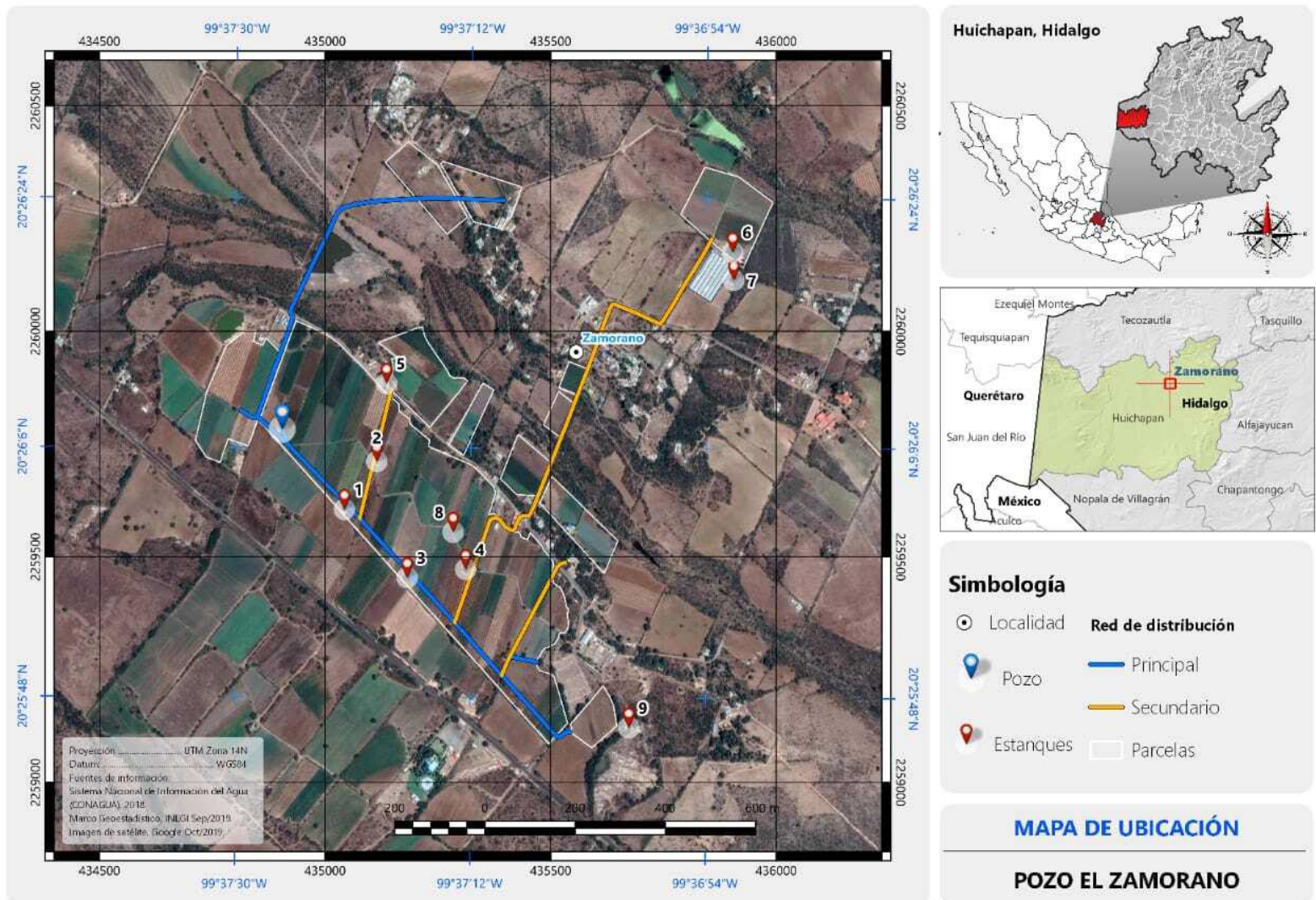


Figura 1. Localización de la comunidad El Zamorano, Huichapan, Hidalgo, México. Fuentes: con base en el Marco Geoestadístico del INEGI (2019), y Conagua (2018).

Colinda al norte con el municipio de Tecozautla; al sur, con los municipios de Nopala y Chapantongo; al oeste, con el estado de Querétaro; al este, con el municipio de Alfajayucan (Inafed, 2002). Se

localiza a 2 026 metros sobre el nivel del mar (msnm) (Pueblos América, 2021). Presenta un clima templado-frío, con una temperatura anual de 16 °C; precipitación pluvial media de 437 milímetros por año, con un periodo de lluvias en los meses de mayo a septiembre. Los suelos son de las eras secundaria, terciaria, cuaternaria y mesozoica; es semidesértico y rico en materia orgánica y nutrientes, el uso principal de la tierra es agrícola y agostadero, y en segundo lugar el uso forestal como los pastos naturales, bosque o selva. Es un suelo de buena calidad, predominando el tipo feozem en un 70 %, vertisol en un 20 %, planosol en 8 % y rendzina en una mínima parte (Inafed, 2002). El último reporte indica una población de 216 habitantes (Pueblos América, 2021).

Unidad de estudio

La unidad de estudio fue la S. P. R. de R. L. "Pozo Zamorano", constituida por 27 socios usuarios del agua, que riegan 27 hectáreas a través del sistema de riego por goteo y tres por gravedad.

Técnicas de investigación

Para generar información en campo se aplicaron las siguientes técnicas de investigación:

Encuesta. Para registrar y medir diferentes variables, describir las características sociales e inferir conclusiones (Arnau, 1995), así como

para conocer la opinión y valoración de los socios (Calduch, 2013) respecto al funcionamiento de la sociedad, se realizó un censo aplicando un cuestionario a los 27 socios de la sociedad “Pozo Zamorano”. El cuestionario incluyó datos del productor y de su familia, superficie agrícola, manejo del agua, participación en la organización para la gestión del agua y cultivos que siembra.

Entrevista. En un diálogo de comunicación interpersonal para obtener respuestas verbales y para recabar datos (Díaz-Bravo, Torruco-García, Martínez-Hernández, & Varela-Ruiz, 2013), se aplicó una entrevista semiestructurada a los 27 socios usuarios del agua. Con esta técnica se profundizó en los aspectos del manejo del agua y el funcionamiento de la organización para distribuir el agua. La información se registró de forma escrita y grabada.

Observación participante. Para captar detalles sobre hechos y circunstancias, y recoger frases textuales que aparecen en las reuniones, talleres o contactos informales (Alberich *et al.*, 2009), se involucró en reuniones mensuales de la sociedad y en recorridos por la zona de riego. En estas actividades se registró información sobre la infraestructura para almacenar y distribuir el agua desde el pozo hasta las parcelas (tubería principal y tuberías secundarias), y las narraciones del funcionamiento y los inconvenientes que se presentaron durante el proceso de distribución.

Principios de diseño de instituciones de larga duración

Para analizar la capacidad de autogestión de la sociedad “Pozo Zamorano”, se aplicaron los principios de diseño característicos de instituciones de larga duración de los recursos de uso común planteados por Ostrom (2000). La autora manifiesta que existen instituciones para el manejo de recursos de uso común (RUC) que han mostrado un éxito que coincide con la presencia de ocho principios elementales, que han permitido el fortalecimiento de esas instituciones, los cuales son los siguientes (Ostrom, 2000, p. 148):

- “1. Límites claramente definidos: los individuos o familias con derechos para extraer unidades de recurso del RUC deben estar claramente definidos, al igual que los límites del recurso.
2. Coherencia entre las reglas de apropiación y provisión con las condiciones locales: las reglas de apropiación que restringen el tiempo, el lugar, la tecnología y la cantidad de unidades de recurso se relacionan con las condiciones locales y con las reglas de provisión que exigen trabajo, material y dinero, o ambos.
3. Arreglos de acción colectiva: la mayoría de los individuos afectados por las reglas operativas pueden participar en su modificación.

4. Supervisión: los supervisores que vigilan de manera activa las condiciones del RUC y el comportamiento de los apropiadores son responsables ante ellos o bien son apropiadores.
5. Sanciones graduadas: los apropiadores que violan las reglas operativas reciben sanciones graduadas (dependiendo de la gravedad y del contexto de la infracción) por parte de otros apropiadores, funcionarios correspondientes, o de ambos.
6. Mecanismos para la resolución de conflictos: los apropiadores y sus autoridades tienen un acceso rápido a instancias locales para resolver conflictos entre los apropiadores, o entre éstos y los funcionarios a bajo costo.
7. Reconocimiento mínimo de derechos de organización: los derechos de los apropiadores a construir sus propias instituciones no son cuestionados por autoridades gubernamentales externas”.

No se consideró el principio 8, entidades anidadas, que se aplica cuando el sistema es parte de sistemas más amplios.

Resultados y discusión

Características de la S. P. R. de R. L. “Pozo Zamorano”

La sociedad está integrada por 27 socios usuarios con igual número de acciones para regar 27 hectáreas. Tienen autorizado extraer 144 180 metros cúbicos anuales, correspondiendo a 70 horas por socio por acción al año. El agua es para el uso agrícola. Durante los primeros años de aprovechamiento del agua de pozo se empleaba para sembrar maíz y frijol; fue hasta después de tres años que comenzaron a cultivar hortalizas, siendo la calabacita el primer cultivo introducido, seguido de tomate, que se regaban por gravedad o riego rodado, con canales de revestimiento; a través de los años se ha tecnificado el sistema de riego y actualmente se hace por goteo. Hoy en día se siembra alfalfa, maíz, frijol ejotero, calabacita, chile jalapeño, jitomate, pepino y tomate. Para el año 2019, ciclo P-V, se obtuvo un volumen de producción de 802.526 toneladas y un volumen de extracción de 72 310 m³ de agua.

El destino de la producción para el caso de hortalizas es orientado al mercado. Se comercializa principalmente en Ixmiquilpan Hidalgo, lugar donde lo distribuyen para las centrales de abasto de Iztapalapa, Ecatepec, Tulancingo, Pachuca y una minoría para Querétaro; asimismo, en el caso de forrajes y granos básicos, una parte es autoabasto y otra se destina al ganado.

La infraestructura está formada por un pozo profundo de 180 metros de profundidad, 150 metros de tubería, equipo de bombeo, red de

electrificación y ocho estanques de almacenamiento, los cuales son propiedad de ocho socios, por lo que el uso es personal. El pozo se perforó en 1998 y se encuentra a 1 kilómetro de distancia del centro de la comunidad.

Los socios del “Pozo Zamorano” reconocen que el agua es uno de los elementos productivos más importante y del cual dependen; esto se demuestra en la forma en que tratan de aprovechar y cuidar el recurso, evitando incluso su desperdicio, llevando un registro preciso de las horas que le corresponden a cada socio.

Principios de diseño institucional de Ostrom (2000) presentes en la S. P. R. de R. L. “Pozo Zamorano”

1. Límites claramente definidos

La sociedad “Pozo Zamorano” está constituida legalmente y reconocida socialmente con 27 usuarios “socios” para hacer uso del recurso agua de uso común extraído del pozo para regar 27 hectáreas.

El volumen concesionado para aprovechar las aguas nacionales del subsuelo es de 144 180 metros cúbicos anuales, por lo que corresponden 70 horas a cada socio por acción, en función de la superficie en posesión (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución del agua en función de la superficie de los socios de "Pozo Zamorano".

Clave de productor	Acciones	Horas de agua	Superficie (ha)
1-ACM	0.5	35	0.5
2-ACM	1	70	1
3-AMM	2	140	2
4-AMC	1	70	1
5-AMR	1	70	1
6-ACM	1	70	1
7-AMM	0.5	35	0.5
8-BMM	1	70	1
9-CMM	1	70	1
10-DC	1	70	1
11-EMM	1	70	1
12-ECM	1	70	1
13-EMM	0.5	35	0.5
14-FCT	1	70	1
15-FMV	1	70	1
16-GCC	1	70	1
17-GMM	1.5	105	1.5
18-HEEM	1	70	1
19-HMM	1	70	1
20-J.AMM	1	70	1
21-JMMM	0.5	35	0.5
22-LCR	1	70	1
23-MCM	1	70	1
24-MCC	1	70	1
25-MMM	1	70	1
26-MMM	1	70	1
27-SMM	1	70	1

Fuente: Sociedad "Pozo Zamorano" (2005).

Cada acción equivale a una hectárea y se distribuye de 0.5 a 2.0, siendo la moda una acción (21 regantes), 4 con 0.5 acciones, un socio con 1.5 y otro con 2 acciones.

Resulta importante destacar que las acciones que le corresponden a cada uno de los integrantes de la sociedad están definidas, lo cual permite mantener un control y evitar que otros usuarios hagan uso desmedido del vital líquido; se respeta el volumen asignado para cada uno y se reconoce únicamente a los “socios”, personas instituidas en la sociedad de “Pozo Zamorano” como las autorizadas para hacer uso del agua, distribuyéndola en la superficie indicada; asimismo, ninguna persona ajena puede apropiarse del recurso de uso común.

Ostrom (1990) considera que si el acceso a un recurso de aprovechamiento común es libre y existe una gran demanda de lo que de él se extrae, la tasa de descuento se acercará al 100 % para todos los participantes, por lo que sobreexplotar el recurso será la estrategia casi unánime. Por eso indica Ostrom:

“Definir las fronteras de los recursos de aprovechamiento común y especificar claramente quiénes pueden utilizarlos es una condición necesaria para conseguir su gestión sostenible” (p. 91).

La misma autora identifica que los problemas que enfrentan los apropiadores de RUC son de dos clases generales: de apropiación, y de

provisión o suministro. El primero tiene que ver con los límites de la asignación del recurso, pues una adecuada asignación conlleva la reducción de la incertidumbre y el conflicto.

En el caso del “Pozo Zamorano”, partiendo de la Tabla 1 sobre la distribución del agua en función a la superficie, es posible observar que se tienen bien definidos a los usuarios que pueden hacer uso del recurso agua permitido para su aprovechamiento, ofreciendo el mismo panorama que en los casos de Díaz-Rosillo y Mazabel-Domínguez (2011), para el sistema de riego en el ejido San Juan, Guanajuato, México, donde solo tienen derecho los socios, ya que la cantidad de hectáreas definida es la indicada para que pueda abastecer el pozo.

La misma situación se presentó en el análisis efectuado por Coral *et al.* (2017) en la comunidad de Agua Blanca en Ecuador, en donde se tienen claramente definidos a los usuarios de cada una de tres fuentes de abastecimiento de agua analizadas.

2. Coherencia entre las reglas de apropiación y provisión con las condiciones locales

El reglamento considera medidas de uso, por lo que declara (Reglamento Sociedad-PZ, 2019) lo siguientes:

Todos los usuarios de sociedad “Pozo Zamorano” pueden hacer uso del recurso que les corresponde al año, según la cantidad de agua asignada por acción, siempre y cuando cumplan con las siguientes reglas:

1. Para poder hacer uso del agua, los usuarios deberán estar al corriente en cuanto a las cooperaciones establecidas por la sociedad, no tener sanciones y cumplir con las actividades de “faena” acordadas.
2. Únicamente los usuarios “socios titulares” pueden hacer uso del recurso; sin embargo, en el caso de personas externas que estén rentando parcelas, pueden ser sometidas a acreditación de la Asamblea General; si se acepta, pueden utilizar el recurso, pero el socio titular es el responsable de asistir a asambleas generales, tomar decisiones, estar al corriente en cooperaciones, faenas y actividades establecidas en reuniones.
3. Para que a un socio se le asigne el agua deberá anotarse con suficiente antelación en la pizarra de roles que se encuentra en el pozo, colocando con letra legible su nombre, la fecha que solicita, las horas requeridas y, si fuera el caso, el nombre del grupo de riego.
4. Todo usuario, cuando termine el tiempo solicitado de riego, será responsable de cerrar las válvulas necesarias para que otros usuarios puedan utilizarla en las líneas principales; a esto se le conoce como “entregar el agua”; de lo contrario, el recurso no llegará a los siguientes en el rol.
5. Cuando se inicia el bombeo del agua del pozo y se conduce a través de la línea principal, todos los usuarios que no solicitaron el turno deberán tener cerradas sus válvulas o crucero; se considerará un “robo” cuando alguna persona que no solicitó turno tenga abierto su crucero; ante esto, podría proceder alguna de las siguientes opciones: ser acreedor a una multa o asignar al registro de agua del usuario sorprendido la cantidad de tiempo que usó. Sin embargo, puede haber otros arreglos internos, como ser perdonado por la

- persona afectada, aunque en caso de reincidir se presentará el caso en la Asamblea General, para que se determine lo procedente.
6. En caso de que nadie se haya anotado en el rol de asignación del agua y un usuario quiera hacer uso de ella por solo una hora no lo podrá hacer, pues la cantidad mínima que puede solicitar es de tres horas; a esto se le denomina "arrancón", que es el tiempo mínimo para encender la bomba.
 7. Los usuarios que decidan regar por gravedad y que no cuenten con herramientas propias (como codo de arranque) podrán hacer uso de las que pertenecen a la Sociedad; sin embargo, las deberán regresar tan pronto como las dejen de emplear, por lo que queda estrictamente prohibido llevarlas a casa; en caso de extravío serán acreedores a multa y no se les brindará el agua la próxima vez que lo soliciten.
 8. En el caso de que un usuario esté trasplantando su cultivo se establecen solo seis horas como límite de uso de agua; después se dará oportunidad a otro usuario, pero solo si se encuentra anotado en la pizarra; si no, se apagará la bomba de pozo.
 9. En las asambleas generales realizadas cada primer domingo de mes se brindará el reporte hasta esa fecha de uso de agua por cada usuario para llevar el control de sus horas restantes; también se podrá corroborar que los usuarios estén al corriente del pago de luz; a los deudores no se les dará turno y serán exhibidos en la Asamblea General.
 10. En las asambleas generales también se darán a conocer los socios que estén rentando una parcela con derecho a agua o que estén

comprando horas, a fin de llevar un registro de horas de uso de agua de los usuarios implicados.

11. Cuando un socio quiera llevar el agua a otra parcela de su propiedad diferente a la programada deberá informar con antelación a la Asamblea General para tener un registro de dicho cambio y, según sea el caso, poder incluirlo con el grupo de riego más conveniente.

Por lo que se refiere a la congruencia entre las reglas de apropiación y restauración, Ostrom (2000) considera muy importante la existencia de una proporcionalidad entre la contribución realizada por cada participante para el mantenimiento del sistema y las unidades de recurso de las que se apropia. Mancur (1969) indica que ha de existir “equivalencia fiscal”. Si tal equivalencia no existe, quienes contribuyan en exceso tendrían la sensación de que los están engañando y tenderían a mostrar un bajo nivel de compromiso con el cumplimiento de las reglas, lo que puede dar origen a una secuencia de incumplimientos.

Respaldando lo anterior, Apollin y Eberhart (1998) precisan que un sistema de riego no solo puede comprenderse como una obra de infraestructura, obedece a una multiplicidad de componentes sociales que lo subyacen. Así, indican que:

“Antes que ser una obra de ingeniería civil, un sistema de riego es entonces una construcción social que lleva a grupos humanos, comunidades e individuos, hombres y mujeres, a definir colectivamente las modalidades de acceso al agua y de creación o conservación de los derechos del agua, así como las obligaciones y reglas que

todos deben cumplir para mantener y conservar el acceso a este recurso. Estas normas se derivan de acuerdos sociales y relaciones de poder entre poblaciones. Dentro de estas relaciones de poder son muy importantes aquellos productos de las diferencias de acceso a la tierra, de la condición étnica, de la condición de género hombres y mujeres, de la diferenciación económica y social, y de las condiciones agroecológicas” (p. 9).

Ostrom (2000) indica que los problemas que enfrentan los apropiadores se resuelven a través de las normas, reglas o instituciones que son mecanismos importantes para la sostenibilidad de RUC. En este sentido, la autora argumenta que son los apropiadores locales y no un agente externo quienes poseen la mejor información para diseñar las normas de apropiación y de provisión.

Lo anterior es como el caso que reporta Durand (2011) para la comunidad campesina de Cullpe, Perú, donde al introducirse la nueva infraestructura para riego por goteo (antes rodado), el conjunto de beneficiarios tuvo como tarea definir la forma de distribución del agua de pozo, creando los grupos de riego. Al mismo tiempo, la obra implicó tanto la definición de normas y sanciones para los usuarios como la organización del grupo de usuarios para las tareas de mantenimiento. Situación similar reportan Coral *et al.* (2017) al referirse a la Comunidad de Agua Blanca (Ecuador), donde indican que los usuarios pagan cinco dólares mensuales y se ocupan de darle mantenimiento a las instalaciones.

Para el presente estudio, así como para el caso de Montiel (2020) en el municipio de Texcoco, se describe cómo las instituciones locales, infraestructura hidráulica, normatividad, y la organización social para el riego facilita comprender el funcionamiento y la importancia de la gestión comunitaria del agua.

3. Arreglos de acción colectiva

“La mayoría de los individuos afectados por las reglas operativas pueden participar en su modificación”, Ostrom (2000).

Existen estos acuerdos dentro de la sociedad, los cuales se crearon mediante disertación y consenso de todos los asociados:

1. En el año 2015 se acordó contratar a una persona para llevar a cabo las siguientes actividades: encender y apagar la bomba del pozo “pocero”; llevar el control en bitácoras de forma bimestral para cada usuario (nombre, concepto de horas totales consumidas, cantidad a pagar, meses); generar, al término del primer y segundo semestre, los reportes de consumo de energía eléctrica del pozo (horas trabajadas), cantidad a pagar e ingresos por pagos de parte de los usuarios (pago por horas trabajadas del pozo). Anteriormente se encomendaba a cada usuario realizar dichos trabajos por 15 días, situación que pronto causó inconformidad entre los socios.

2. Creación de grupos para regar y asignación de turnos. Se implementó este acuerdo a partir del año 2015. Antes se le solicitaba turno al presidente, lo cual creaba conflicto, porque se elegía “de forma prioritaria” a familiares del mismo o por amistad; incluso coincidían dos o más usuarios al momento de pedir turno y ello ocasionaba disconformidad entre regantes.

Dicha modificación vino de la mano con la implementación de una pizarra para anotar turnos de riego (fecha, hora, grupo de riego/individual según sea el caso) y con fácil acceso para todos, siendo ésta la única forma de pedir el servicio.

3. Creación de un comité para limpieza de canales y líneas principales (válvulas, filtros, reparación de fugas): “Comité de Limpieza y Mantenimiento”. Este acuerdo se creó a partir del año 2018, anteriormente era el presidente de la Sociedad el encargado de designar a los usuarios responsables de llevar a cabo dicha actividad.

Con estas normas establecidas de común acuerdo por la totalidad de los socios se lograron superar las diferencias.

Todo lo anterior son arreglos de elección colectiva, como indica Castillo (2004):

“Son acuerdos creados de manera participativa e incluyente, y se dieron como un espacio para atender a las demandas y donde la totalidad de los miembros pudieron incidir”.

Así, se cumple con el criterio de “fortaleza institucional” que Ostrom (2000) retoma de Shepsle, donde se han creado y modificado reglas operativas a lo largo del tiempo de acuerdo con un conjunto de reglas de elección colectiva y constitucional.

Al igual que en el caso de Pérez-Magaña, Macías-López y Gutierrez-Villalpando (2019), para los sistemas de pequeño riego en Puebla, México, los productores realizan acciones colectivas, como la emergencia de reglas consuetudinarias para atender los problemas que ocurren con la infraestructura y problemas organizativos.

4. Supervisión

El responsable de vigilar la buena gestión del agua (RUC) es el comité en funciones. No existe un cargo específico para que una persona se encargue de la supervisión para que los roles de tandeo (grupos de riego) se cumplan y se respete el tiempo solicitado, por lo que todos los socios vigilan el buen desempeño de sistema y respetan los tiempos solicitados.

Acciones implementadas por el comité son las siguientes: por lo menos dos veces al año se asignan los socios —en grupo de ocho personas— para dar mantenimiento a la infraestructura de riego, que incluyen, entre otras, la líneas principal y secundarias, y válvulas, con el objetivo de evitar fugas y problemas mayores.

Para mantener limpio el canal y evitar obstrucciones para la buena distribución del agua, se acuerda en la Asamblea General una fecha para revisión de la infraestructura de canales, misma que supervisa el “Comité

de Limpieza y Mantenimiento”. Cada regante deberá cumplir con la limpia de su tramo, de lo contrario se hace acreedor de forma inmediata a una sanción.

Anteriormente existía un rol con turnos cada dos semanas, asignando a cada socio la tarea de prender y apagar la bomba diariamente. Sin embargo, este acuerdo no funcionó, pues cada socio se ocupaba de sus actividades y consideraban que atender la bomba era perder su día, por lo que la sociedad del “Pozo Zamorano” propuso contratar a otra persona no socio, que empezó a funcionar desde hace 10 años.

La persona contratada es de la comunidad y de confianza; la Sociedad le brinda alojamiento en las instalaciones del pozo; la exenta de pagos de servicios, y le asigna un salario que pagan los usuarios. Asimismo, es la encargada de echar a andar y apagar la bomba del pozo, y llevar el control de las horas de uso de cada uno de los miembros.

Ostrom (2000) argumenta que la supervisión resulta clave en el éxito del manejo de esos RUC, ya que conduce a compromisos creíbles. No se trata de cualquier supervisión, sino de sistemas de incentivos a los individuos que detectan violaciones. La supervisión produce así tanto beneficios privados para el supervisor como beneficios conjuntos para otros, al reforzar la continuidad del compromiso y ser un buen incentivo para evitar el problema del *free rider*.

Ostrom utiliza un razonamiento teórico para llegar a la conclusión de que, en realidad, los costos de supervisión tenderán a ser más bajos si la vigilancia es realizada por los propios usuarios del sistema que si la

lleva a cabo una autoridad externa; ello, a condición de que las reglas también hayan sido diseñadas por los propios usuarios.

Al igual que en el caso de López y Palerm (2001), para las cajas de agua del valle de Coeneo-Huaniqueo, Michoacán, México, no existe, con excepción del Consejo de Vigilancia, más gente designada a realizar esta tarea siempre presente; sin embargo, esta actividad es efectuada por todos los involucrados en el sistema.

Lo reportado por Mazabel y Caldera (2019) se repite para los usuarios, pues al igual que en el estudio de la organización de El Zamorano, los propios usuarios son los encargados de velar porque los riegos efectivamente se realicen y están atentos al uso que pudiera resultar excesivo o que pudiera repercutir en el desperdicio del recurso. Las actividades de vigilancia y monitoreo constituyen las actividades del sistema, que contribuyen al funcionamiento y operatividad del mismo.

5. Sanciones graduadas

Las sanciones acordadas van de acuerdo con la gravedad del problema. Se encontraron las siguientes (Reglamento Acta-PZ, 2019):

1. Toda persona que se sorprenda robando maquinaria, herramienta, producto, insumos, leña u otros será acreedora a una sanción económica de \$5 000.00, que deberá pagar al Comité en una Asamblea General, en donde será exhibida públicamente para que estén enterados de la situación.

2. Cuando no se asista a faenas acordadas o trabajos colectivos (mantenimiento de líneas principales, canales, carreteras) se hará acreedor a una multa por \$200.00.
3. La inasistencia a asambleas generales se sanciona con el pago de \$100.00.
4. Perder el codo de arranque de la Sociedad implica una sanción económica de \$500.00; en caso de averiarlo, deberá pagar la reparación, y queda prohibido volver a solicitarlo.
5. A todo socio que se sorprenda robando agua, aparte de cubrir las horas de bombeo del compañero afectado, deberá cubrir una cuota económica si se hace daño al cultivo o terreno, lo cual es a criterio de la persona afectada.
6. Si el cabezal de riego (crucero) o la línea principal presenta alguna fuga o avería en los terrenos de algún socio, que haya sido causado por daños mecánicos o de animales, será acreedor a multa si no realiza la reparación en el tiempo acordado en la Asamblea General. Las multas fluctúan entre \$100.00 y \$500.00.

Oliver (1980) plantea que, si un habitual cumplidor de las normas es castigado con dureza como consecuencia una infracción esporádica, es muy probable que quede resentido y que en el futuro se sienta menos comprometido a respetar las normas; Ostrom (2000) parte de ese razonamiento al considerar la cuestión de las sanciones.

Ostrom argumenta que, dado que abundan las ocasiones para que los usuarios de un recurso de aprovechamiento común adopten conductas oportunistas, incluso los más fieles cumplidores de las normas pueden

caer en algún momento en la tentación de violarlas. Al ser los propios usuarios quienes vigilan e imponen sanciones, poseen información completa sobre cómo se ha comportado en el pasado el resto de participantes. Si alguien viola de forma ocasional las normas, un castigo muy pequeño será suficiente para recordarle la importancia de que no reincida, porque toda la comunidad conoce lo que ha ocurrido y el infractor sabe que si la situación se repite perderá su reputación. Pero los reincidentes recibirán penas más duras, para que no se conviertan en transgresores habituales y para que, como consecuencia de la estrategia de adhesión condicional al cumplimiento de las reglas adoptada por el conjunto de participantes, esa conducta no se generalice.

Tal es el caso de Hernández-Rodríguez y Moreno-Vázquez (2018) en la unidad de riego Los Ángeles, Sonora, México, donde los usuarios han aprovechado para no cumplir las reglas debido a la ausencia de sanciones y ahora buscan solucionar la diversidad de problemas que enfrentan.

López y Palerm (2001), y Díaz-Rosillo y Mazabel-Domínguez (2011) indican que las sanciones en el sistema de riego asignadas a los usuarios son, entre otras, por inasistencia a faenas.

6. Mecanismos para la resolución de conflictos

Para la resolución de conflictos, la Sociedad tiene diferentes mecanismos para llegar a acuerdos. Cuando un regante olvida cerrar sus válvulas —lo cual se conoce como “entregar el agua” — y la roba en el turno de otro, se recurre al diálogo para llegar a un acuerdo, a criterio de la persona

afectada; esto puede ser anotar de 15 a 30 minutos de tiempo de uso al socio acusado. De no llegar a un acuerdo, el asunto se analiza en la Asamblea General y ahí se determina; si es frecuente la acción, el transgresor se hace acreedor a una sanción económica.

Cuando las circunstancias son ajenas a ellos, se recurre a las dependencias correspondientes, según sea el caso, para el fallo de energía eléctrica (Comisión Federal de Electricidad, CFE), y asuntos relacionados con el agua (Comisión Nacional del Agua, Conagua).

Aunque el diálogo es una herramienta eficiente y muy común para resolver conflictos en la sociedad de regantes, tal como lo indica Viñuales y Celaya (2005) para España, es necesario escuchar ambas partes, pues los bloqueos en los procesos de acuerdo tienen muchas veces más que ver con las emociones; sin “gestionar” éstas no es posible establecer bases sólidas en el proceso de diálogo.

Por su parte, Mazabel y Caldera (2019) precisan que, para la comunidad de La Virgen, Guanajuato, México, también existe mucha comunicación e interacción entre los usuarios sobre cualquier asunto relacionado con el riego, y en caso de alguna disfuncionalidad o problema de inmediato lo comunican al pocero. Asimismo, en las asambleas o ante el comité del pozo se dirimen o resuelven también algunos de los problemas que se van generando con el tiempo.

Lo mismo reportan Díaz-Rosillo y Mazabel-Domínguez (2011) en el ejido San Juan Urireo, Guanajuato, México. Cuando se presentan problemas acuden al encargado para que convoque a reunión y se busque una solución en conjunto, y si es necesario, él pida apoyo a las instancias correspondientes.

7. Reconocimiento mínimo de derechos de organización

Los socios del “Pozo Zamorano” han creado sus propias reglas desde que obtuvieron la concesión y se inscribieron como S. P. R. de R. L. en el año 2006. Se tiene por escrito, especificado en un acta protocolizada ante notario, que la Sociedad establece sus propias reglas. La organización y reglamento son reconocidos por la Conagua, y el Comité Técnico de Aguas Subterráneas del Acuífero Huichapan-Tecozautla-Nopala (COTAS).

Dicho reglamento se encuentra en la libreta de actas de la Sociedad y tiene la firma de autorización de cada socio.

Que los usuarios de un recurso de aprovechamiento común tengan reconocido el derecho a organizarse implica para Ostrom (2000) tres cosas. En primer lugar, que sean ellos quienes, al menos en parte, diseñen las normas. En segundo lugar, que todos sepan que si alguien no está de acuerdo con esas normas no le será sencillo acudir a una autoridad externa para que las derogue. En tercer lugar, que cuenten con respaldo externo para hacer valer frente a terceros sus derechos de propiedad sobre el recurso.

El reconocimiento de los derechos de usuarios apropiadores de recursos no es cuestionado por instituciones externas y, al igual que en el caso Giménez y Palerm (2007) para las organizaciones de regantes españolas, se puede afirmar que la continuidad y fortaleza institucional de las organizaciones de regantes está fuertemente vinculada con su propia capacidad organizativa, pero además al reconocimiento del Estado,

que refuerza y coadyuva a la organización autogestiva. Por lo tanto, la falta de éste y su burocratización provocan la debilidad institucional de las organizaciones de regantes.

La organización de regantes asumió la autogestión al igual que en la mayoría de los casos estudiados por Salazar *et al.* (2010), tomando bajo su exclusiva responsabilidad el funcionamiento de los sistemas de riego, otorgando al sistema mayor grado de sustentabilidad por el fortalecimiento de su organización.

Conclusiones

Los usuarios del “Pozo Zamorano” tienen bien establecidos los límites del recurso, lo que permite evitar una explotación mayor al volumen permitido y restringir el aprovechamiento solo a personas socias.

Para los usuarios de riego del “Pozo Zamorano” sus capacidades organizativas y de autogestión han redituado en ventajas reales en la distribución del agua, en la participación y en la toma de decisiones.

Los puntos de diseño propuestos por Ostrom para las organizaciones administradas por los mismos usuarios están presentes en la organización de la sociedad “Pozo Zamorano” y se pueden considerar con un desempeño alto.

La organización autogestiva de regantes del “Pozo Zamorano” les ha permitido dar continuidad a la actividad agrícola.

La autogestión del recurso está dada por normas y reglamentos internos, sistemas de sanciones económicas que han sido establecidas de forma común por los usuarios, para permitir un buen manejo y orden dentro de la sociedad.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el financiamiento brindado para los estudios de Maestría de la estudiante en el Posgrado de Agroecología y Sustentabilidad del Campus Montecillo del Colegio de Postgraduados; asimismo, a la Sociedad de Producción Rural de Responsabilidad Limitada (S. P. R. de R. L.) del “Pozo Zamorano” por las facilidades brindadas para el estudio realizado en su comunidad.

Referencias

- Alberich, T., Arnanz, L., Basagoiti, M., Belmonte, R., Bru, P., Espinar, C., García, N., Habegger, S., Heras, P., Hernández, D., Lorenzana, C., Martín, P., Montañés, M., Villasante, T. R., & Tenze, A. (2009). *Metodologías participativas*. Madrid, España: Observatorio Internacional de Ciudadanía y Medio Ambiente Sostenible (CIMAS).
- Alcántara-Santuario, A., & Marín-Fuentes, V. (2013). Gobernanza, democracia y ciudadanía: sus implicaciones con la equidad y la cohesión social en América Latina. *Revista Iberoamericana de Educación Superior*, 4(10), 93-112. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=299128588009>

- Apollin, F., & Eberhart, C. (1998). *Metodologías de análisis y diagnóstico de sistemas de riego campesino*. Quito, Ecuador: Sistema de Capacitación para el Manejo de los Recursos Naturales Renovables, Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas, Centre International de Coopération au Développement Agricole.
- Arnau, J. (1995). Metodología de la investigación psicológica. En: Anguera, M. T., Arnau, J., Ato, M., Martínez, R., Pascual, J., & Vallejo, G. (eds.). *Métodos de investigación en psicología* (pp. 23-43). Madrid, España: Síntesis.
- Calduch, C. R. (2013). *Métodos y técnicas de investigación internacional*. Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid.
- Castillo, D. (2004). *Programas de apoyo a organizaciones comunitarias y desarrollo rural. El caso de las corporaciones rurales de base comunitaria, Corseda y Corpolienzo* (tesis de maestría). Pontificia Universidad Javeriana, Maestría en Desarrollo Rural, Bogotá, Colombia.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Atlas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/04/AAM_2018.pdf
- Coral, A. B., Vicente, B. J., & Romano, V. (2017). Gestión sostenible de los recursos hídricos en Agua Blanca. Un estudio desde la metodología económica del caso de Elinor Ostrom. En: *International Conference on Regional Science - Comercio Internacional y empleo: Una perspectiva regional*. Simposio llevado a cabo en el XIII Congreso de Ciencia Regional de Andalucía, Andalucía, España.

- Díaz-Bravo, L., Torruco-García, U., Martínez-Hernández, M., & Varela-Ruiz, M. (2013). La entrevista, recurso flexible y dinámico. *Elsevier*, 2(7), 162-167. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/3497/349733228009.pdf>
- Díaz-Rosillo, J. A., & Mazabel-Domínguez, D. G. (2011). Gestión social del agua de riego en el ejido San Juan, Urireo, Salvatierra, Guanajuato. *Ra Ximhai Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable*, 7(3), 371-380. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46121063006>
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (1992). *Ley de Aguas Nacionales de 1992*. Recuperado de <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN.pdf>
- Durand, L. P. (2011). "Sembrando y cosechando agua" Proceso de adopción tecnológica y gestión del agua en la comunidad campesina de Cullpe. Una experiencia de autogestión campesina y cambio social. *Revista Andina* (51), 9-42. Recuperado de <http://revista.cbc.org.pe/index.php/revista-andina/article/view/218>
- Escobedo, F. E. (1997). El pequeño riego en México. En: Martínez-Saldaña, T., & Palerm-Viqueira, J. *Antología sobre pequeño riego*. Vol. I. (pp. 261-285). Montecillo, México: Colegio de Postgraduados.

- Gerbrandy, G., & Hoogendam, P. (2002). Materialising rights: Hydraulic property in the extension and rehabilitation of two irrigation Systems in Bolivia. In: Boelens, R., & Hoogendam, P. (eds.). *Water rights and empowerment* (pp. 36-51). Assen, The Netherlands: Van Gorcum.
- Giménez, C. M., & Palerm, V. J. (2007). Organizaciones tradicionales de gestión del agua: importancia de su reconocimiento legal para su pervivencia. El caso de España. *Región y Sociedad*, 19(38), 3-22.
- Hernández-Rodríguez, M. D., & Moreno-Vázquez, J. L. (2018). Manejo de agua en un agroecosistema: entre la autogestión local y la imposición gubernamental. *Economía, Sociedad y Territorio*, 18(56), 165-193. DOI: 10.22136/est01105
- Inafed, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Hidalgo. (2002). *Enciclopedia de los Municipios de México, Estado de Hidalgo*. Recuperado de <http://intranet.e-hidalgo.gob.mx/enciclomuni/municipios/13029a.htm>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2019). *Marco Geoestadístico Nacional*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=88946377609>
- López, P. E., & Palerm, V. J. (2001). Buscando la autogestión en las cajas de agua del valle de Coeneo-Huaniqueo, Michoacán. En: *Simposio 8. Cultura, Legislación y Economía del Agua*. Simposio llevado a cabo en el XI Congreso Nacional de Irrigación, Guanajuato, México.

- Mancur, O. (1969). The principle of "Fiscal Equivalence": The division of responsibilities among different levels of government. *American Economic Review*, 59(2), 479-87. Recuperado de <https://EconPapers.repec.org/RePEc:aea:aecrev:v:59:y:1969:i:2:p:479-87>
- Mazabel, D. D., & Caldera, O. A. (2019). Gestión social del agua en una comunidad de usuarios del sur de Guanajuato: una aproximación al estudio de la gobernanza local. En: Ken, R. A., Mora, C. P., Serrano, O. S., & Baca, T. N. *Migración, cultura y estudios de género desde la perspectiva regional* (pp. 408-419). Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de <http://ru.iiec.unam.mx/4811/>
- Mazabel, D., & Davison, G. (2007). Organización social y pequeño riego en México. Un acercamiento a la región Centro. *Espacios Públicos*, 10(20), 201-215.
- Montiel, R. A. (2020). El territorio hidrosocial como herramienta analítica en la gestión comunitaria del agua de riego. El caso del municipio de Texcoco. *Impluvium Red del agua*, UNAM, 14(12), 12-20.
- Morales-Juárez, H., & Méndez-García, E. M. (2021). Tensiones en la gobernanza desde abajo: sistemas independientes de agua en el municipio de Huajuapán de León, Oaxaca, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(3), 204-256. DOI: 10.24850/j-tyca-2021-03-06
- Murillo-Licea, D., & Soares-Morales, D. (2013). El péndulo de la gobernabilidad y la gobernanza del agua en México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(3), 149-163.

- Ocampo-Fletes, I., Parra-Inzunza, F., & Ruiz-Barbosa, Á. E. (2018). Derechos al uso del agua y estrategias de apropiación en la región semiárida de Puebla, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 15(1), 63-83.
- Oliver, P. (1980). Rewards and punishments as selective incentives for collective action: Theoretical investigations. *American Journal of Sociology*, (85), 356-375.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action*. New York, USA: Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2000). *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*. México DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo de Cultura Económica.
- Ostrom, E. (2014). Más allá de los mercados y los Estados: gobernanza policéntrica de sistemas económicos complejos. *Revista Mexicana de Sociología*, 76, 15-70.
- Palacios-Vélez, O. L., & Escobar-Villagrán, B. S. (2016). La sustentabilidad de la agricultura de riego ante la sobreexplotación de acuíferos. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(2), 5-16.
- Palerm, J. (2015). *El auto-gobierno de sistemas de riego. Caracterización de la diversidad*. Bogotá, DC, Colombia: Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.
- Palerm, J., & Martínez, T. (eds.). (2000). *Antología sobre pequeño riego. Vol. II. Organizaciones autogestivas*. México, DF, México: Colegio de Postgraduados, Plaza y Valdés.

- Pérez-Magaña, A., Macías-López, A., & Gutiérrez-Villalpando, V. (2019). Situación social y tecnológica en el manejo del agua para riego en Puebla, México. *Acta Universitaria*, 29, 1-15. DOI: 10.15174/au.2019.2114
- Pueblos América. (2021). *Pueblos de México*. Recuperado de <https://mexico.pueblosamerica.com/i/zamorano/>
- Reglamento Acta-PZ. (2019). *Reglamento de actas de asamblea de Pozo Zamorano*. El Zamorano, México: Archivo de la Unidad de Riego Pozo Zamorano.
- Reglamento Sociedad-PZ. (2019). *Reglamento de la Sociedad Pozo Zamorano*. El Zamorano, México: Archivo de la Unidad de Riego Pozo Zamorano.
- Salazar, L., Saravia, R., & Rafael, R. (2010). *Sustentabilidad y Autogestión de Sistemas de Riego*. Cochabamba, Bolivia: Programa de Desarrollo Agropecuario Sustentable.
- Sandoval, A., & Günther, M. G. (2015). Organización social y autogestión del agua. *Política y Cultura*, (44), 107-135.
- Sociedad "Pozo Zamorano". (2005). *Acta Constitutiva de la Sociedad "Pozo Zamorano"*. Zamorano, Huichapan, Hidalgo, México.
- Viñuales, V., & Celaya, N. (2005). La nueva administración del agua: un espacio para el diálogo. En: *La iniciativa social de mediación para los conflictos del agua en Aragón* (pp. 1-18). Madrid, España: Fundación Ecología y Desarrollo.

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-06

Artículos

**Calibración de modelo de cloro mediante algoritmos
genéticos en red de agua potable de Guanajuato**
**Calibration of chlorine model by genetic algorithms in
drinking water network of Guanajuato**

Daniel Alberto García-Cervantes¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4989-989X>

Joseph Daniel Pineda-Sandoval², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7524-1579>

Daniel Hernández-Cervantes³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3893-2706>

Xitlali Delgado-Galván⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7283-0239>

Gilberto Carreño-Aguilera⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4153-4941>

Jesús Mora-Rodríguez⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4192-8249>

¹Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México,
da.garciacervantes@ugto.mx

²Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México,
jd.pinedasandoval@ugto.mx

³Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México,
hernandez.daniel@ugto.mx

⁴Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, México, xdelgado@ugto.mx

⁵Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, México, gca@ugto.mx

⁶Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, México, jesusmora@ugto.mx

Autor para correspondencia: Jesús Mora-Rodríguez, jesusmora@ugto.mx

Resumen

La concentración de cloro como desinfectante suministrado a la red de distribución de agua decae con el paso del tiempo debido a su interacción con microorganismos, metales y otras sustancias presentes en el agua. Los programas de computadora, como Epanet, se utilizan para simular el comportamiento hidráulico y la calidad del agua en las redes de distribución; con su ayuda se pueden representar modificaciones físicas y operativas en un modelo numérico para conocer el nuevo comportamiento sin comprometer la calidad del servicio. La calibración del modelo de cloro como desinfectante consiste en tomar como referencia la concentración en varios puntos de la red y ajustar los coeficientes de decaimiento en el modelo hasta lograr que las concentraciones simuladas coincidan con las medidas. En el presente artículo se muestra la automatización de este proceso haciendo uso de la técnica heurística algoritmos genéticos y la

Toolkit de EPANET con MATLAB (2016). El proceso de calibración se realiza en un sector de la red de distribución de la ciudad de Guanajuato, obteniendo una correlación de 0.816 con un error promedio absoluto de 0.08 mg/l entre las concentraciones modeladas y medidas; y que como resultado permitirá conocer la concentración del cloro en diversos puntos de la red, asegurándose de brindar un servicio de calidad durante el abastecimiento.

Palabras clave: cloro libre residual, decaimiento del cloro, EPANET, MATLAB, Toolkit de Epanet.

Abstract

The concentration of chlorine as a disinfectant supplied into the water distribution network decays over time due to its interaction with microorganisms, metals, and other substances present in the water. Computer programs, like EPANET, are used to simulate hydraulic behavior and water quality in distribution networks; with them, physical and operational modifications can be represented in a numerical model to understand the new behavior without compromising the quality of service. The calibration of a water quality model involves referencing the concentration of a substance at various points in the network and adjusting the decay coefficients in the model until the simulated concentrations match the measurements. In this paper, it is shown the automatization of this process, using the heuristic technic genetic algorithms and the EPANET Toolkit with MATLAB (2016). The calibration process is carried out in a sector of the water distribution network of the city of Guanajuato, obtaining a correlation of 0.816 with an absolute

average error of 0.08 mg/l in the modeled concentrations with respect to the measurements and this will allow to know the concentration of chlorine at diverse points of the network, thus ensuring that quality service is provided throughout the supply.

Keywords: Free residual chlorine, chlorine decay, EPANET, MATLAB, Toolkit.

Recibido: 03/08/2021

Aceptado: 28/07/2022

Publicado Online: 08/08/2022

Introducción

El suministro de agua potable se realiza a través de redes que llevan el agua desde las fuentes de abastecimiento hasta las tomas domiciliarias. Este servicio debe ser continuo y con buena calidad del agua, lo que requiere del uso de desinfectantes para eliminar materia orgánica y microorganismos presentes en el agua. Uno de los desinfectantes más usados es el cloro, y su concentración decae con el paso del tiempo debido a su interacción con microorganismos, metales y otras sustancias presentes en el agua (Tzatchkov, Alcocer-Yamanaka, & Cortés, 2004). En México, la concentración de cloro en las redes de abastecimiento debe mantenerse dentro del rango de 0.2 a 1.5 mg/l de acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994 (1994). Los programas de modelación hidráulica y de calidad del agua permiten a los organismos operadores simular las

concentraciones de cloro en las redes de distribución. El Sistema Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Guanajuato (SIMAPAG) es el encargado de suministrar agua potable a la ciudad de Guanajuato, México. Con el objetivo de ayudar a la toma de decisiones en aspectos de calidad de agua, se modeló la concentración de desinfectante en un sector de su red de distribución y con ello validar el algoritmo planteado.

Diversos investigadores han trabajado en el modelado de la calidad del agua en redes de abastecimiento de agua, contribuyendo a la comprensión del decaimiento del cloro. Se han desarrollado diferentes métodos para modelar el decaimiento de una sustancia mediante el uso de coeficientes de reacción en el seno de fluido (k_b) y en la pared de la tubería (k_w) (Conagua, 2016). Vasconcelos, Rossman, Grayman, Boulos y Clark (1997) analizaron los principales factores que influyen en el decaimiento del cloro en acueductos, plantas de tratamiento y sistemas de distribución de agua potable en EUA. Alcocer-Yamanaka, Tzatchkov y Cortés (2004) analizaron el decaimiento del cloro en una red de abastecimiento en Culiacán, Sinaloa, México. Munavalli, Kumar y Kulkarni (2009) modelaron la calidad del agua en una red de distribución de la India en estado permanente. Díaz-Duque (2015) modeló la calidad del agua en la ciudad de Bogotá, Colombia, usando algoritmos genéticos y diferentes órdenes de reacción para representar el comportamiento de k_b , asignando un mismo valor de k_w a tuberías con características similares (material y edad de las tuberías, dirección del flujo, etc.). Baño-Caballero (2016) tomó en cuenta el impacto que tiene la temperatura del agua para representar los valores de k_b en la modelación de calidad de agua en el municipio de Alcantarilla, España. Minaee *et al.* (2019) retomaron el trabajo de Munavalli *et al.* (2009), utilizando su caso de estudio,

mejorando sus resultados al implementar otras técnicas a la utilizada por el autor inicial.

El programa de Epanet simula la calidad del agua con aproximación Lagrangiana a intervalos fijos de tiempo en segmentos discretos de tubería y modela el proceso convectivo sin realizar intercambio de masa (Rossman, 2001). Al avanzar el flujo, las sustancias disueltas pueden ir generando reacción a una velocidad creciente o decreciente, por lo que requiere de intervalos de paso mucho menores que en la simulación hidráulica (Hernández-Cervantes, 2021). El cloro en la red reacciona y decae, el decaimiento está representado por la reacción en el seno del flujo y por la reacción por el contacto con la pared de la tubería. La primera reacción se mide a través del coeficiente de reacción en el seno del flujo, k_b , y se obtiene midiendo el cloro residual libre en distintos intervalos de tiempo en muestras de agua de la red (Alcocer-Yamanaka *et al.*, 2004), y describe la representación del grado exponencial de decaimiento mediante la Ecuación (1):

$$C(t) = C_0 e^{k_b \cdot t} \quad (1)$$

Donde $C(t)$ es la concentración medida en el tiempo t , en mg/l; C_0 , la concentración inicial en mg/l; t , el instante de tiempo de medición en horas, y k_b es el coeficiente de reacción en el seno del flujo en h^{-1} .

La determinación de k_w es más compleja que la de k_b debido a que k_w depende del grado de transferencia de masa de los materiales alojados en las paredes de la tubería y de las características de ésta, especialmente del material y la antigüedad. En las tuberías metálicas, la rugosidad

aumenta con su antigüedad, y con ello las incrustaciones y los efectos de los agentes corrosivos que impactan en este coeficiente de reacción. El coeficiente k_w está implícito en la Ecuación (2):

$$K = k_b + \frac{k_w k_f}{R_H(k_w + k_f)} \quad (2)$$

Donde k_w es el coeficiente de reacción en pared de tubería en m/h; k_f , el coeficiente de transferencia de masa desde el interior de fluido hacia las paredes de la tubería en m/h; R_H , radio hidráulico de la tubería en m, y K es el coeficiente total de decaimiento, h^{-1} .

La representación correcta de un modelo se comprueba mediante el coeficiente de correlación, el cual representa la relación entre dos variables: valor de 1 o cercano significa que una variable aumenta o disminuye si la otra también lo hace; un valor de -1 o cercano significa que una variable aumenta si la otra disminuye, y viceversa; un valor de 0 o cercano implica que si una de las variables aumenta o disminuye, la otra no se ve afectada. En la modelación se busca una correlación alta, aunque no garantiza que el modelo esté correctamente calibrado, pues dos variables pueden estar relacionadas sin ser iguales. Otro parámetro utilizado es el error absoluto promedio de las concentraciones (Ecuación (3)). El objetivo es tener errores bajos, lo cual se traduce en concentraciones simuladas y muestreadas muy parecidas entre sí:

$$E_{prom} = \frac{\sum |C_m - C_s|}{Med} \quad (3)$$

Donde E_{prom} es el error absoluto promedio en mg/l; C_m , la concentración de cloro muestreada en mg/l; C_s , la concentración de cloro simulada en mg/l, y Med es el número de mediciones realizadas.

Los Algoritmos Genéticos (AG) son métodos adaptativos utilizados para resolver problemas de búsquedas y optimización (Holland, 1975; Beasley, Bull, & Martin, 1993). Son útiles para tratar con problemas no lineales, parámetros no continuos y objetivos de optimización compleja. Fueron propuestos por Holland (1975) como un algoritmo basado en un tipo darwiniano de estrategia de supervivencia con reproducción sexual, donde los individuos fuertes de una población tienen una probabilidad alta de crear descendencia (Díaz-Arévalo, Izquierdo-Sebastián, López-Jiménez, & Pérez-García, 2004). Se parte de un conjunto inicial de individuos, llamado población, generado de manera aleatoria; cada individuo representa una posible solución al problema (Gestal, Rivero, Rabuñal, Dorado, & Pazos, 2010) y tendrá asociado un valor, llamado factor de aptitud, que califica su validez como solución al problema. En función de este valor se le darán más o menos oportunidades de reproducción. Además, con cierta probabilidad se realizarán mutaciones (Goldberg, 2002). El proceso de reproducción se repite durante varias generaciones hasta llegar a individuos que representen una solución aceptable. El tamaño del problema, complejidad y número de variables determina el número de generaciones necesarias (Díaz-Arévalo *et al.*, 2004). Se implementará esta técnica para encontrar la solución óptima para los valores de k_w que representen de mejor manera la evolución del desinfectante a lo largo de la red. Esta técnica ha sido utilizada anteriormente para la optimización hidráulica y de calidad en redes de

abastecimiento de agua (Ozdemir & Erkan-Ucaner, 2005; Nouri & Lebdi, 2006; Hernández-Cervantes, 2015; Díaz-Duque, 2015; Hernández-Cervantes, Mora-Rodríguez, Delgado-Galván, Ortiz-Medel, & Jiménez-Magaña, 2016; Nouri, 2017; Minaee *et al.*, 2019; Pineda-Sandoval, 2020), mostrando con éxito su capacidad de llegar a buenos resultados en problemas complejos de optimización. La presente investigación muestra un proceso de calibración, considerando agrupamiento de tuberías de diámetro y rugosidad para la obtención de k_w óptimo, con una función de aptitud novedosa que requiere de un número básico de elementos tanto en técnica heurística y computacional para proveer resultados adecuados de calidad al sistema de abastecimiento de agua.

Zona de estudio

El Sector Filtros 8-12 (SF812) se localiza en la parte norte de la ciudad de Guanajuato, México; se abastece del agua proveniente de dos presas; la red es principalmente de tipo abierta y distribuye el agua por gravedad (Figura 1). Comienza en la planta potabilizadora llamada "Filtros". Al final de ésta se tiene un tanque de almacenamiento que suministra cinco sectores.

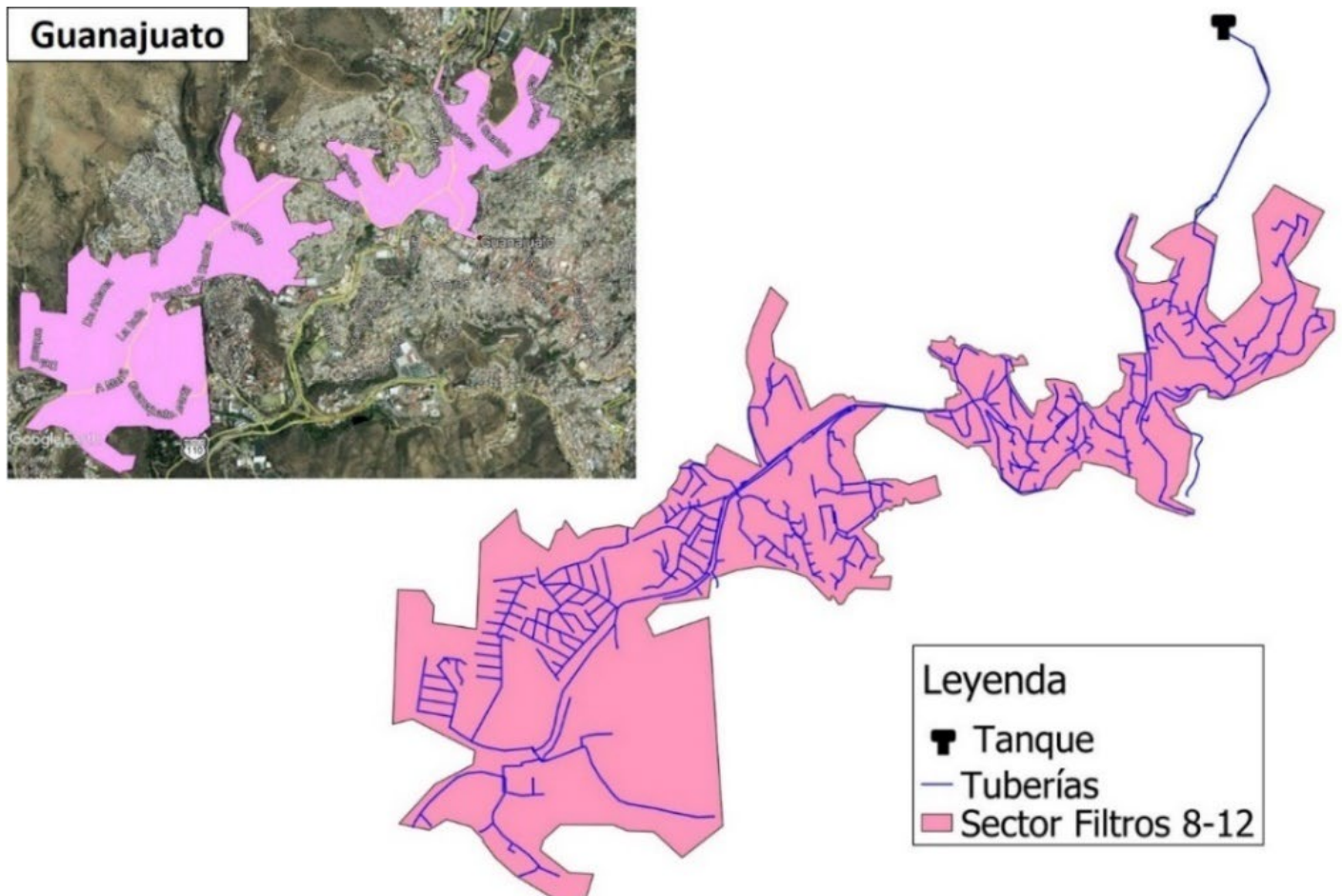


Figura 1. Red de distribución del SF812.

La red de distribución del SF812 tiene más de 30 kilómetros de longitud. Con base en los diámetros y rugosidades de las tuberías, la red se conforma de la siguiente manera:

- Red primaria: compuesta por tuberías de fierro fundido (FoFo). Sus diámetros van desde los 150 hasta los 600 mm.

- Red secundaria: compuesta principalmente por tuberías de PVC, con algunas tuberías de FoFo. Sus diámetros van desde los 13 hasta los 125 mm.

El consumo promedio diario en el sector es de 33.88 l/s, con un consumo máximo de 44.31 l/s a las 13:00 h y un consumo mínimo de 19.3 l/s a las 4:00 horas. El modelo hidráulico está compuesto por 1 226 nodos, un reservorio, un tanque de almacenamiento, 1 070 tuberías y 193 válvulas (Figura 2); la calibración hidráulica que se utilizó para la presente investigación fue de septiembre de 2019, con un coeficiente de correlación de las presiones de 0.988.

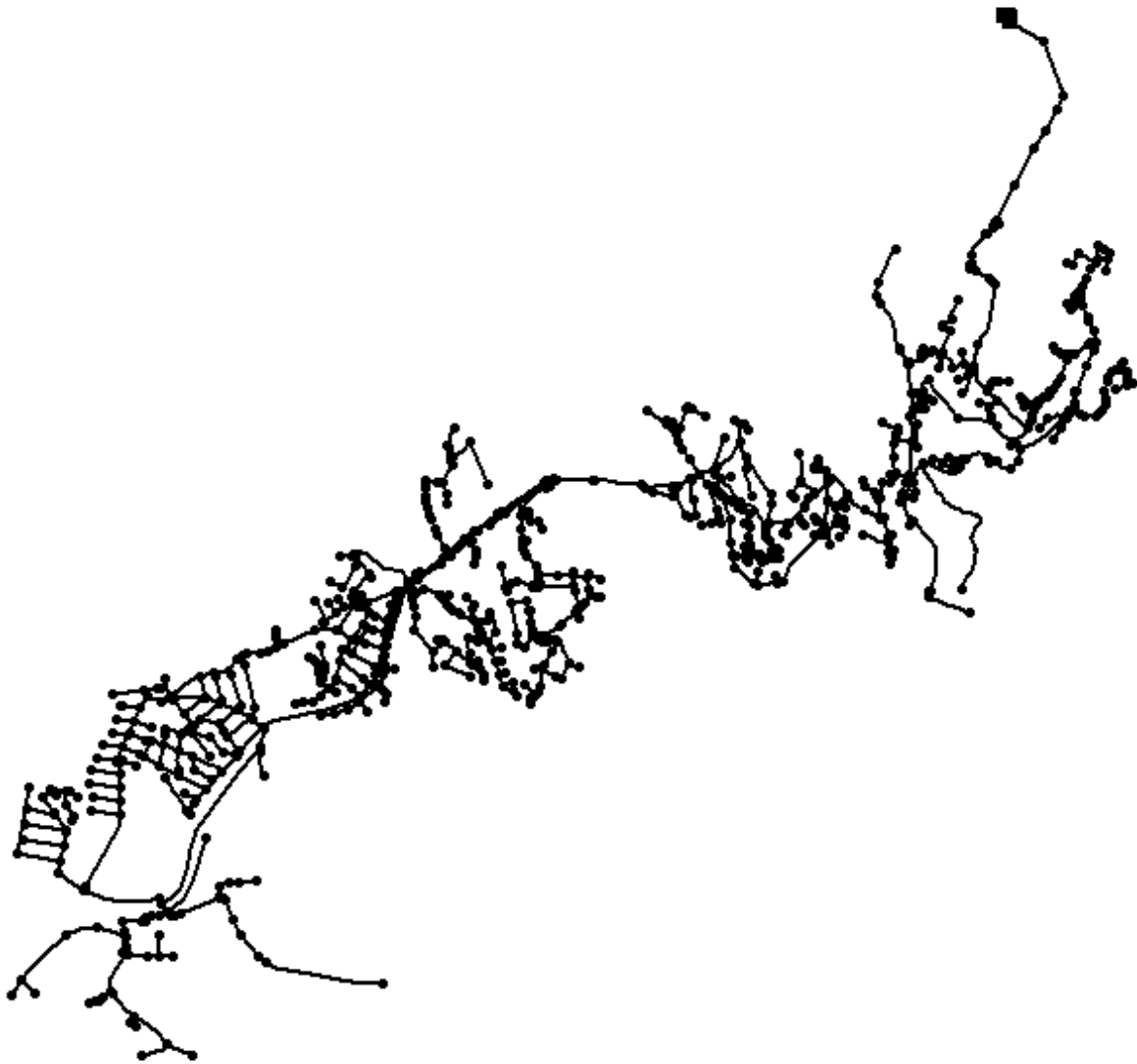


Figura 2. Modelo hidráulico en EPANET del SF812.

Modelación de la calidad del agua

Metodología

Para modelar la calidad del agua en la red del SF812, además de tener el modelo hidráulico calibrado, se planteó la siguiente metodología:

- a) Medir la concentración de cloro inyectada desde la potabilizadora.
- b) Obtener el coeficiente de reacción en el seno del agua (k_b).
- c) Medir la concentración de cloro en puntos clave de la red.
- d) Calcular la concentración de cloro en Epanet.
- e) Automatizar la calibración mediante código propuesto con AG.
- f) Verificar parámetros de AG en red teórica.
- g) Calibrar coeficientes k_w en red SF812.
- h) Realizar un análisis de sensibilidad del modelo.

a) Medir la concentración de cloro inyectada

La concentración de cloro inyectada a la red de distribución sirve como valor de frontera para las concentraciones que se tendrán a lo largo de la red y se obtuvo mediante un controlador de cloro (Figura 3) instalado en la tubería principal a cinco metros de la salida del tanque de almacenamiento.



Figura 3. Controlador instalado en filtros.

Se realizó un registro a cada hora, durante 51 días, desde el 25 de noviembre de 2019 hasta el 16 de enero de 2020. Con los datos registrados se generó un patrón de concentración diaria, el cual se muestra en la Figura 4. La dosis de cloro que se suministra en la última etapa de potabilización es constante, pero como se puede observar en el registro de la concentración de cloro en el punto de medición en la tubería principal de la red, la concentración varía a lo largo de las 24 horas. Esto puede deberse a las características del agua superficial y la variación de la temperatura a lo largo del día (Geng, Fan, Shi, Zhang, & Li, 2022; Hua

et al., 2021; Zhong *et al.*, 2021). Además, el tanque, al ser de mampostería y con la turbulencia del agua en su interior, genera erosión en sus paredes (Angeloudis, Stoesser, & Falconer, 2014), lo cual también podría incrementar la reacción del cloro.

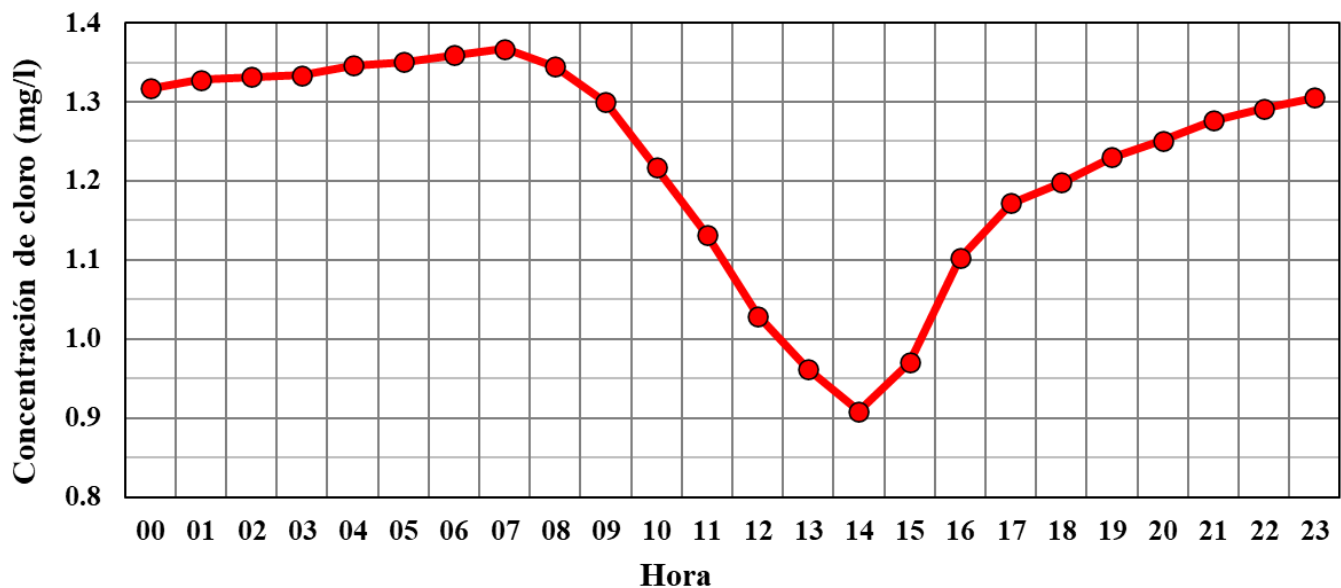


Figura 4. Concentración de cloro que ingresa al SF812 media horaria del 25 de noviembre de 2019 al 16 de enero del 2020.

b) Obtener el coeficiente de reacción k_b

Para determinar el valor del coeficiente de reacción k_b se realizaron pruebas de frasco en dos días diferentes: el primero el 20 de septiembre de 2019 y el segundo el 24 enero de 2020. Ambas muestras de agua se tomaron a las siete de la mañana, en el tanque de almacenamiento, posterior a la potabilización, a una profundidad media para evitar

contaminación de la superficie o del fondo. Las muestras se toman en un frasco de vidrio y se protegieron de la luz solar, para evitar que influyera en el decaimiento del cloro. Las concentraciones se midieron mediante un fotómetro HI 96711 de la marca HANNA, el cual mide el contenido de cloro libre y total (Cl_2) en muestras de agua con un rango de 0 a 5 mg/l y precisión de ± 0.03 mg/l. La Figura 5 muestra los resultados de ambas pruebas de frasco con el que se generó la curva de decaimiento del cloro debido a la reacción con las características del agua de Filtros (es el nombre de la potabilizadora, por eso va en mayúscula). Se aproximó la curva de regresión exponencial de cada prueba y se obtuvo el coeficiente k_b correspondiente al tiempo (T) en una ecuación de primer orden. Los resultados de las pruebas se muestran en la Tabla 1 (Pineda-Sandoval, 2020).

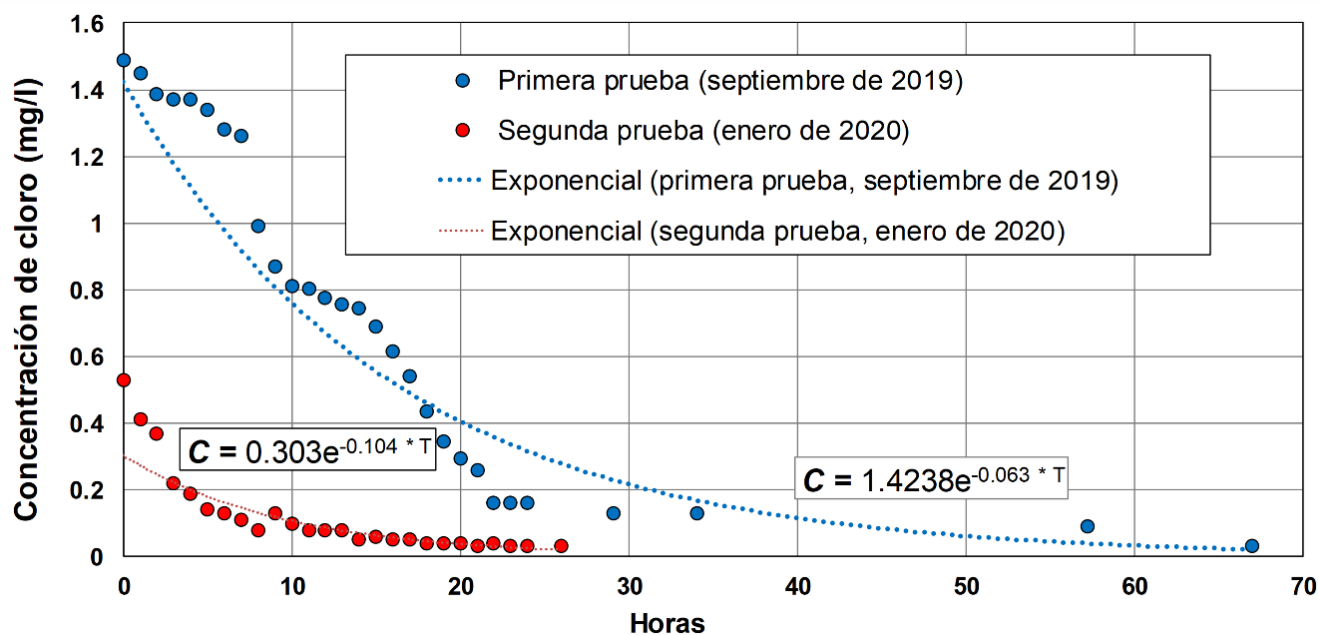


Figura 5. Decaimiento del cloro por reacción en el seno del agua.

Tabla 1. Coeficientes k_b a partir de pruebas de frasco.

Prueba de frasco	Coeficiente de reacción k_b	
	1/hora	1/día
Primera prueba	-0.063	-1.512
Segunda prueba	-0.104	-2.496

Aun cuando las muestras se tomaron a la misma hora, pero en fechas diferentes, la temperatura ambiente mínima en el mes de septiembre oscila alrededor de los 14 °C y en el mes de enero oscila alrededor de los 7 °C. Además de ese factor, el sistema de agua registró una disminución de la concentración inyectada por cuestiones operativas. Ambos factores hicieron que la concentración inicial de la segunda prueba fuera baja respecto a la primera y, con ello, el coeficiente de reacción k_b obtuvo un valor diferente.

Posterior a la toma de muestras, los frascos se llevaron al interior del laboratorio y en las horas subsecuentes se midió la temperatura. Para la primera prueba, la temperatura osciló entre 17.0 y 27.7 °C; mientras que para la segunda varió entre 13.0 y 24.0 °C. Al ser menor la temperatura de la segunda prueba, el cloro debería decaer a menor velocidad, como mencionan García-Ávila *et al.* (2020), y Hua, Vasyukova y Uhl (2015). Sin embargo, el coeficiente de reacción de la segunda prueba fue mayor posiblemente por su concentración inicial de 0.53 mg/l

que, como lo mencionan Fisher, Kastl y Sathasivan (2012), con concentraciones alrededor a 0.5 mg/l tienen decaimiento acelerado.

c) Medir la concentración de cloro en la red

Se realizaron mediciones locales del cloro libre residual en diversos sitios de la red. Los puntos de muestreo se seleccionaron con base en ciertas características, como zonas de alto consumo, puntos alejados de la fuente y zonas con tiempos de residencia del agua altos; estos tiempos de residencia altos se obtuvieron en el programa de Epanet a partir del modelo hidráulico validado del sector en periodo extendido. En conjunto con personal de SIMAPAG se realizaron campañas de medición durante los meses de septiembre y octubre de 2019, y febrero de 2020, obteniendo un total de 35 sitios de medición, que representan el 2.85 % de los nodos que conforman al modelo, superior al 2 % recomendado para calibración de modelos de calidad del agua en redes de abastecimiento (AWWA, 2017). La Figura 6 muestra la ubicación de los sitios muestreados.

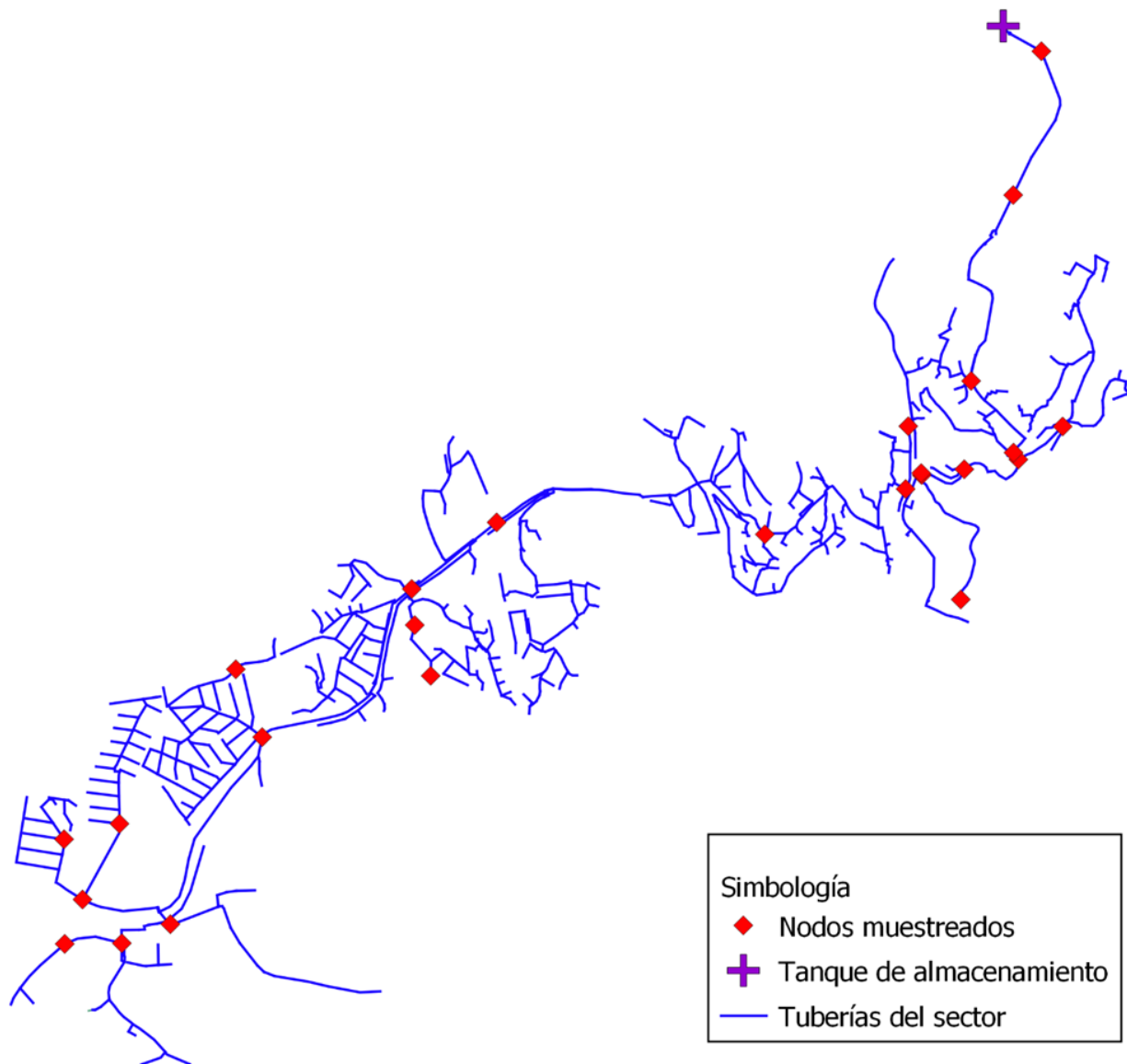


Figura 6. Localización de los sitios de muestreo en el SF812.

d) Calcular la concentración de cloro en Epanet

Para calcular la concentración de cloro en Epanet es necesario llevar a cabo la simulación en periodo extendido, por lo que se debe fijar un tiempo total de simulación en el navegador de Epanet y establecer la calidad inicial en las fuentes; para el caso del sector SF812, se determinó un patrón de concentración con los datos de la Figura 4.

Posteriormente, hay que fijar el valor del coeficiente de reacción de masa k_b , para lo cual se utilizó el valor de la primera prueba de la Tabla 1. Al ser un valor constante para todas las tuberías, se puede ingresar desde el navegador de Epanet. En opciones de reacción se inserta el valor global del coeficiente de reacción de masa. Además, en esas mismas opciones se verifica que el orden de reacción tanto de masa como de pared sea de primer orden, considerado adecuado para simular el decaimiento del cloro.

Por último, en las opciones de tiempo del mismo navegador de Epanet se verifica que el paso del tiempo de calidad sea de cinco minutos, valor que se considera estándar para este tipo de simulaciones. Al realizar la simulación se pueden observar las concentraciones resultantes en los nodos en cada instante de tiempo. El coeficiente de reacción de masa es el valor a calibrar con la presente propuesta de investigación, por lo que en el siguiente paso se muestra cómo se genera dicho parámetro de manera automatizada.

e) Automatizar la calibración mediante código

El programa de calibración desarrollado en el presente proyecto se denomina Código de Calibración de k_w mediante Diámetros y Rugosidades (CCKwDyR). El parámetro que se utiliza para calibrar el modelo es el coeficiente de reacción de pared (k_w), y se establece asignar el mismo coeficiente k_w a las tuberías que tengan las mismas características de diámetro y rugosidad (Díaz-Duque, 2015). El código CCKwDyR usará la toolkit de Epanet para obtener la información desde el modelo hidráulico y procesar sus resultados (Eliades, Kyriakou, Vrachimis, & Polycarpou, 2016). La Figura 7 muestra el diagrama de flujo del funcionamiento general de los AG utilizado por el CCKwDyR para obtener soluciones óptimas de valores de k_w .

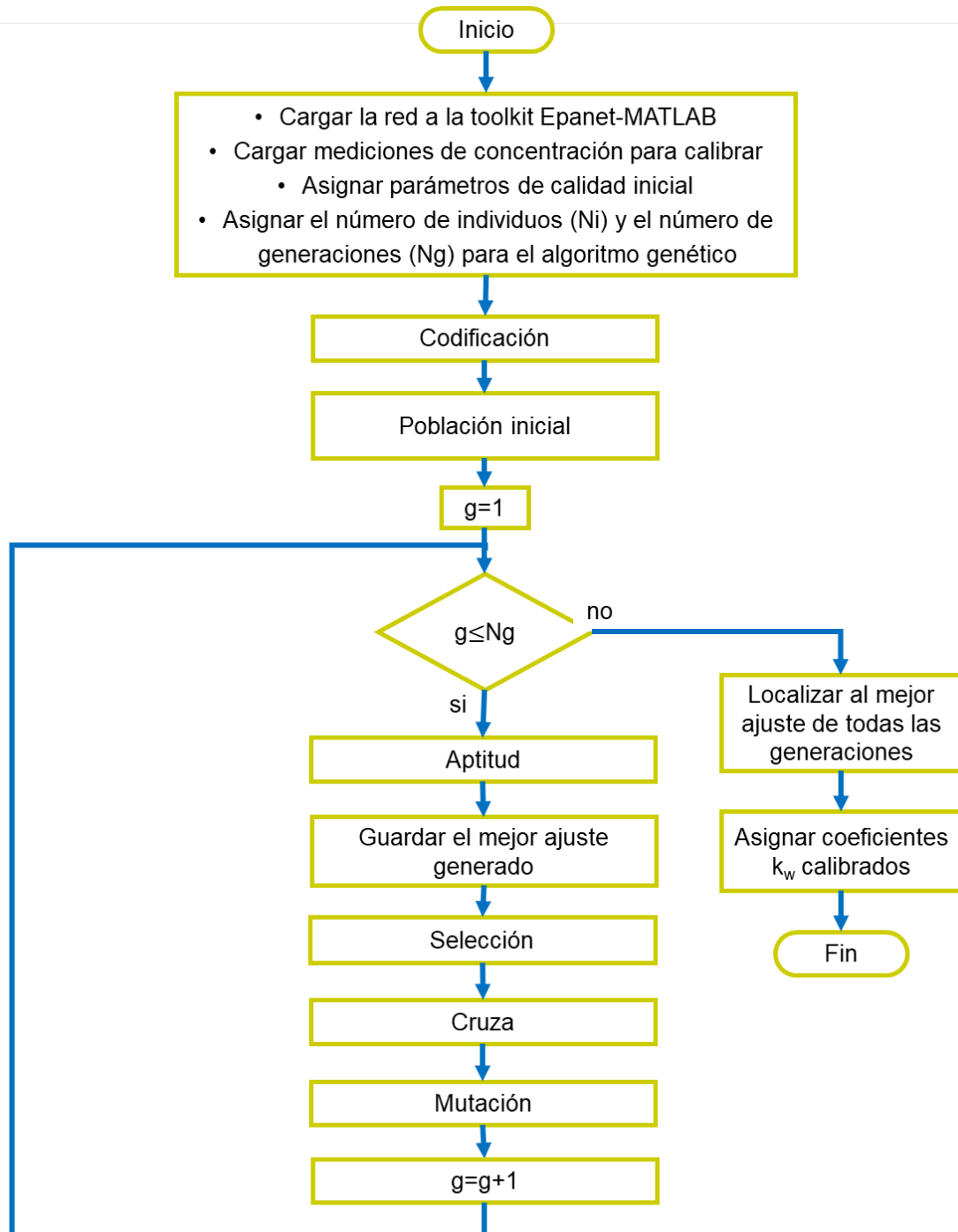


Figura 7. Diagrama de flujo del funcionamiento general del CCKwDyR.

Con base en los valores de k_w encontrados por diversos autores, se propone el siguiente rango de valores para k_w en el CCKwDyR:

$$0.0 > k_w \geq -1.5 \text{ m/día}$$

Se asigna con mayor frecuencia valores de k_w cercanos a 0, y con menor frecuencia valores cercanos a -1.50 debido al comportamiento exponencial del decaimiento del cloro. El rango de valores k_w se presenta de la siguiente manera:

- Para $-0.01 \geq k_w \geq -0.50$, se tendrá un incremento de 0.01.
- Para $-0.50 > k_w \geq -1.00$, se tendrá un incremento de 0.02.
- Para $-1.00 > k_w \geq -1.50$, se tendrá un incremento de 0.05.

En CCKwDyR, la Función de Aptitud (FA) empleará el error por medición promedio para evaluar a los individuos (Ecuación (3)) y ésta varía en el rango de 0.5 a 1, donde los valores cercanos a 1 representan menor error de medición promedio de las concentraciones simuladas respecto a las medidas. La FA propuesta se basará en la progresión de una función sigmoide, donde se muestra una progresión lenta cuando el error por medición promedio es alto; sin embargo, cuando este error

comienza a ser pequeño, su progresión se vuelve rápida hacia valores de FA cercanos a 1. Se incluye el coeficiente de 33.22192436 con la intención de separar a los individuos con error grande de aquellos que presentan un error pequeño, considerado el punto de esa separación con un valor de error por medición promedio de 0.15 mg/l y un FA de 0.55 (Figura 8). La FA se describe en la Ecuación (4):

$$FA = \frac{1}{1 + e^{-\frac{1}{33.22192436 \cdot E_{prom}}}} \quad (4)$$

Donde FA es la función de aptitud, adimensional, y E_{prom} es el error absoluto promedio en mg/l.

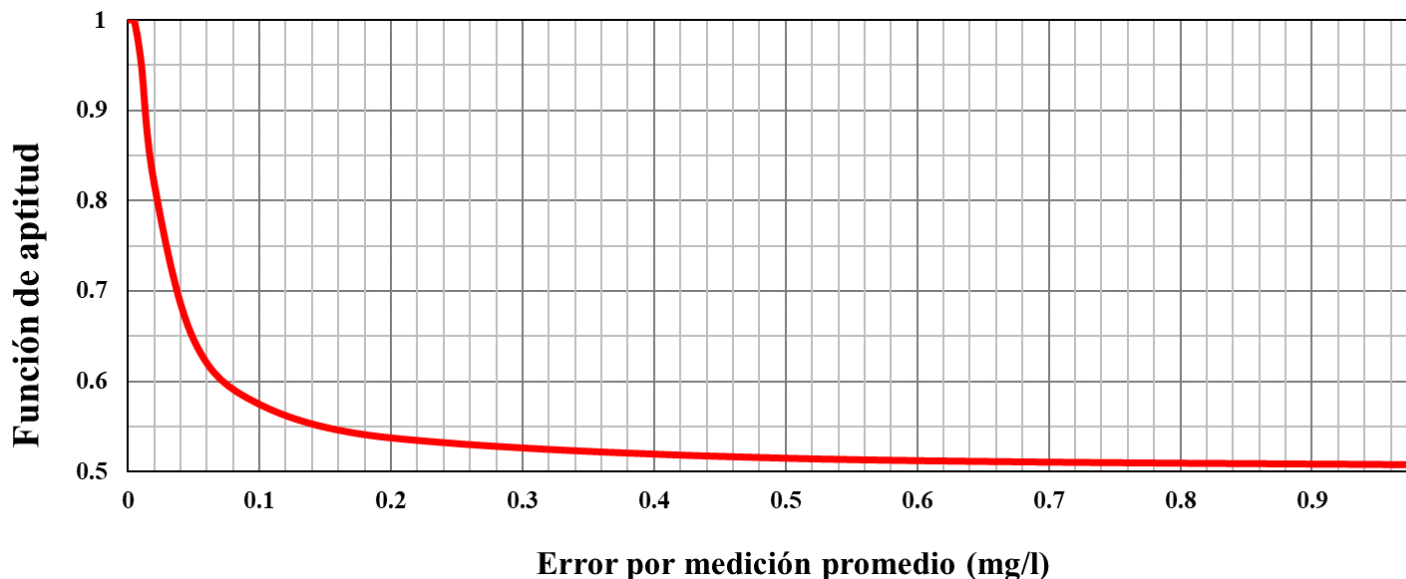


Figura 8. Función de aptitud utilizada por el CCKwDyR.

f) Verificar parámetros de AG en red teórica

Para verificar el funcionamiento del código desarrollado, así como para determinar los parámetros necesarios para que el CCKwDyR pueda encontrar una solución aceptable (número de individuos y generaciones), se realizó una calibración en una red teórica, llamada Net3 (Figura 9), que viene incluida como ejemplo en el programa Epanet, y que cuenta con los siguientes elementos: dos fuentes de abastecimiento, tres tanques, 97 nodos, dos equipos de bombeo y 117 tuberías, las cuales tienen los siguientes diámetros y rugosidades:

- Diámetros (mm): 203, 254, 305, 356, 406, 457, 508, 610, 762 y 2515.
- Rugosidad (C_H): 110, 130, 140, 141 y 199.

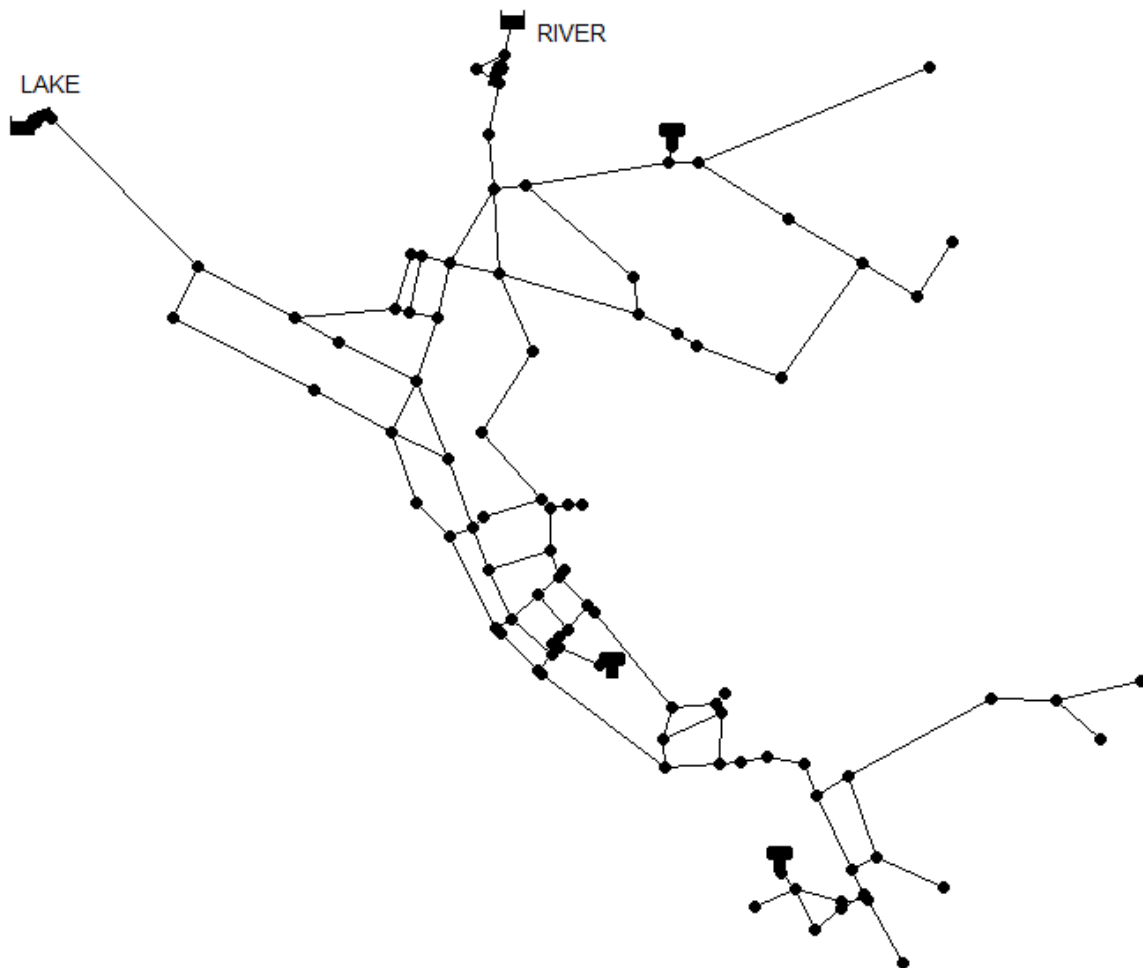


Figura 9. Red de distribución Net3.

Para generar las concentraciones de cloro en la red teórica se utilizó el coeficiente k_b promedio = -2.004 y se propusieron valores de k_w dentro del rango de 0 a -0.4 m/día, con mayor decaimiento conforme disminuye el diámetro y la rugosidad; se registró la concentración en 17 de los nodos (17.5 % de los nodos totales), a manera de mediciones puntuales. El CCKwDyR buscó la solución óptima de k_w dentro del rango de 0 a -1.5

m/día. La simulación hidráulica se realizó durante 144 horas (seis días) para estabilizar las concentraciones de cloro a lo largo de la red, y solamente se analizaron las concentraciones durante las últimas 24 horas de la simulación.

Los resultados de la verificación se muestran en la Tabla 2. Se observa que es posible obtener resultados adecuados con un número reducido de individuos y generaciones, gracias a la agrupación de las tuberías con base en su diámetro y rugosidad, que en el caso de la NET3 se tienen 14 agrupaciones a los que se buscará un valor de k_w óptimo, a diferencia de un algoritmo, donde cada tubería tiene su propio valor de k_w , que para el caso de la NET3 sería de 117 valores de k_w , lo que reduce el número de opciones posibles.

Tabla 2. Evaluación de parámetros para el algoritmo genético.

Escenario	Prueba	Individuos	Generaciones	FA	Error absoluto promedio (mg/l)	Correlación
1	1	100	10	0.9830	0.0074	0.999
	2	100	10	0.8881	0.0145	0.998
	3	100	10	0.9210	0.0123	0.999
2	1	50	10	0.8427	0.0179	0.997
	2	50	10	0.9700	0.0087	0.998
	3	50	10	0.8973	0.0139	0.999
3	1	100	5	0.8820	0.0150	0.999
	2	100	5	0.8675	0.0160	0.998
	3	100	5	0.7986	0.0219	0.996
4	1	50	5	0.7484	0.0276	0.997
	2	50	5	0.8628	0.0164	1.000
	3	50	5	0.7708	0.0248	0.997
5	1	100	20	0.9860	0.0071	1.000
	2	100	20	0.9801	0.0077	1.000
	3	100	20	0.9853	0.0072	1.000
6	1	200	10	0.9717	0.0085	1.000
	2	200	10	0.9756	0.0082	0.999
	3	200	10	0.9985	0.0046	1.000
7	1	200	20	0.9983	0.0047	1.000
	2	200	20	0.99751	0.0050	1.000
	3	200	20	0.9978	0.0049	1.000

A partir de estos resultados se determina que los parámetros para simular los AG en la red SF812 serán de un número de individuos de 400, tomando en cuenta que el número de agrupaciones de tuberías de diámetros y rugosidad para la red SF812 es de 30 y, con ello, el número de valores a buscar de k_w óptimo. Por otro lado, al tener un número de elementos mayor que la Net3 y considerando que el tiempo de procesador no sea muy extenso para la calibración, se propone un número de generaciones de 30, verificando en la Tabla 2, que al aumentar el número de generaciones se mejoran los resultados. De igual forma se aumenta la participación de los individuos durante la aplicación del algoritmo genético, incrementando la probabilidad de cruza a 90 %, y se ajusta la probabilidad de mutación al 5 % para mantener variedad en la población. El alza del número de individuos y generaciones ayuda a evitar que el algoritmo llegue a un resultado óptimo local en lugar del óptimo global (Díaz-Arévalo *et al.*, 2004); sin embargo, utilizar valores demasiado altos generaría tiempos de simulación excesivos, y requeriría mayor capacidad computacional.

g) Calibrar coeficientes k_w en red SF812

Se llevaron a cabo tres pruebas para obtener la calibración del modelo, utilizando un tiempo de simulación de 288 horas para que el modelo pudiera representar el decaimiento del cloro correctamente en los puntos más alejados de la fuente, pues conforme se aleja del punto de inyección los efectos del decaimiento en las concentraciones de cloro tardan en hacerse presentes (Pineda-Sandoval, 2020); y solo se obtienen los

resultados de la calibración en las últimas 24 horas, donde las concentraciones de cloro en el modelo se estabilizan. En las tres pruebas se llegó a resultados similares, por lo que se puede asumir que el modelo llegó al mejor resultado posible, con un coeficiente de correlación de 0.769 y error absoluto promedio de 0.097 mg/l (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de la calibración del SF812.

Concentraciones de cloro (mg/l)			
Parámetro	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3
FA	0.5779	0.5768	0.5771
Error absoluto (mg/l)	0.097	0.098	0.098
Correlación	0.769	0.767	0.764

La Figura 10 muestra las concentraciones simuladas en Epanet en comparación con las concentraciones muestreadas en campo. Si bien se obtuvo un error absoluto promedio dentro del rango obtenido por otros autores (Tabla 1), la correlación del modelo es más baja. Este resultado de calibración se puede deber a diversos factores, entre los que destaca que las concentraciones muestreadas representan una tasa de decaimiento diferente entre los dos periodos de muestreo y la variación en los consumos de agua en el sector para las distintas fechas con las que se tienen de los datos.

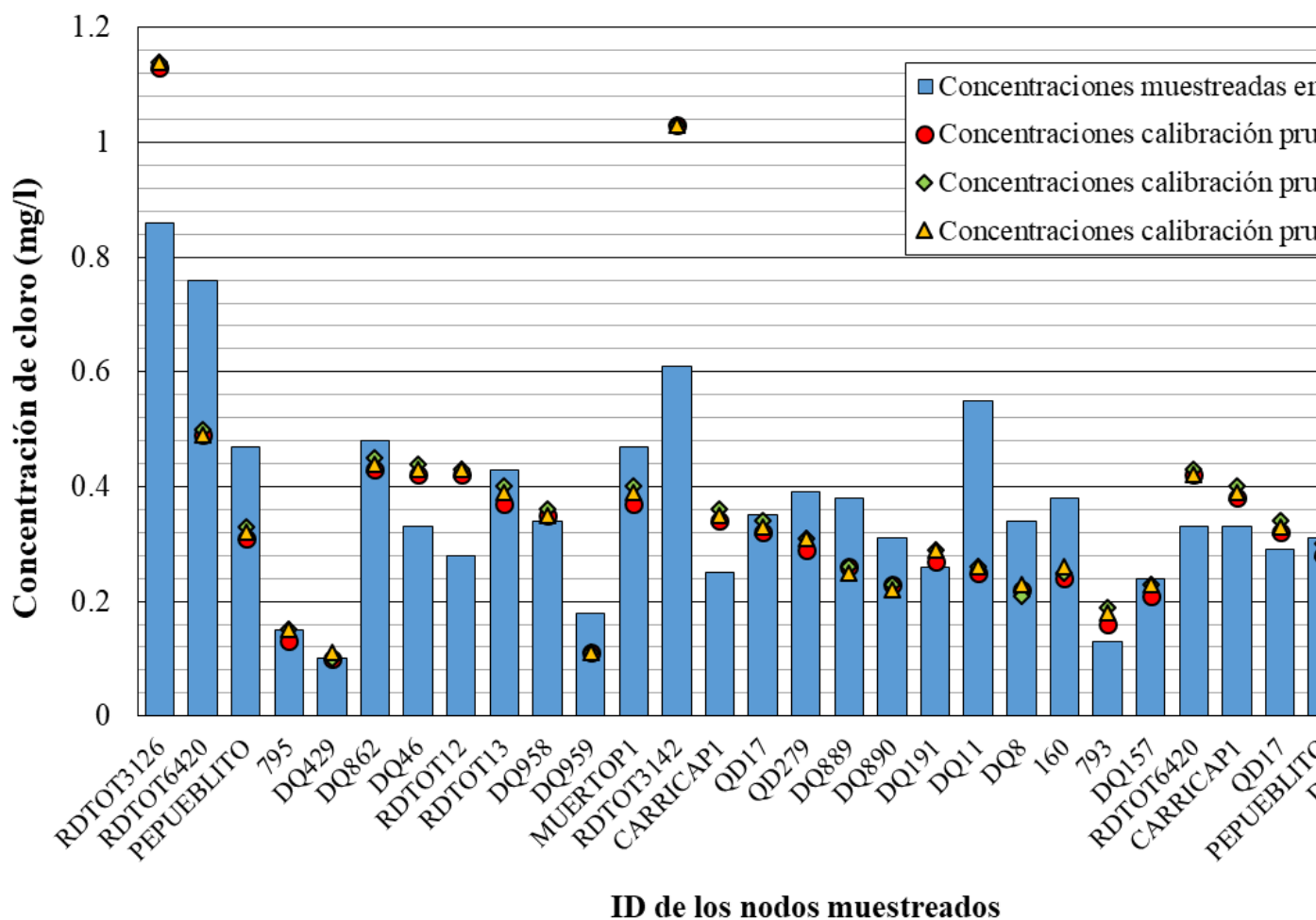


Figura 10. Calibración inicial de la concentración de cloro en el SF812.

h) Realizar un análisis de sensibilidad del modelo

Se realizó un análisis de sensibilidad de los parámetros que intervienen en el modelado de la calidad del agua, con el objetivo de verificar su influencia en la simulación y encontrar posibles fuentes de error en la calibración del modelo. Para ello, se propuso un escenario hipotético del

SF812 calibrado, considerando el patrón de inyección de cloro de la Figura 4. Se usará el k_b calculado en septiembre de 2019 y coeficientes k_w con valores entre 0 y -0.4 m/día. Se determinó la concentración de cloro en 47 nodos del modelo, simulando un muestreo en campo.

Se evaluará la sensibilidad del modelo respecto a cinco parámetros:

- Aumento y disminución en la inyección inicial de cloro.
- Aumento y disminución del coeficiente k_b .
- Aumento del error en las concentraciones muestreadas utilizadas para la calibración.
- Aumento y disminución del consumo de agua de la red.
- Distribución de los puntos muestreados (omitiendo muestreo en línea principal, secundaria o puntos extremos).

Se utilizaron los mismos parámetros del AG que se usaron en la calibración inicial (número de individuos, número de generaciones, probabilidad de cruce y probabilidad de mutación), evaluando así, si éstos son suficientes para llegar a una buena calibración en una red real como la del SF812. La Tabla 4 resume las variaciones propuestas para este análisis de sensibilidad.

Tabla 4. Resumen de escenarios para el análisis de sensibilidad.

Escenario		Análisis de parámetros			
		Inyección (mg/l)	Coefficiente k_b (día ⁻¹)	Error de medición (mg/l)	Descripción de la prueba
Inicial		1.2318	-1.512	±0	Red calibrada inicialmente
Inyección inicial de cloro	1	1.8477	-1.512	±0	+50 % inyección
	2	1.3856	-1.512	±0	Mayor inyección registrada
	3	0.8334	-1.512	±0	Menor inyección registrada
	4	0.6159	-1.512	±0	-50 % inyección
Coeficiente k_b	5	1.2318	-2.268	±0	+50 % k_b medido
	6	1.2318	-1.890	±0	+25 % k_b medido
	7	1.2318	-1.134	±0	-25 % k_b medido
	8	1.2318	-0.756	±0	-50 % k_b medido
Errores de medición	9	1.2318	-1.512	±0.03	Rango de error del controlador
	10	1.2318	-1.512	±0.09	Error intermedio
	11	1.2318	-1.512	±0.15	Máximo error del Estado del Arte
	12	1.2318	-1.512	±0.25	Error extremo en las mediciones
Consumos de agua	13	1.2318	-1.512	±0	+25 % consumo base
	14	1.2318	-1.512	±0	+50 % consumo base
	15	1.2318	-1.512	±0	-50 % consumo base
	16	1.2318	-1.512	±0	-25 % consumo base
Muestreo	17	1.2318	-1.512	±0	Sin mediciones en la línea principal
	18	1.2318	-1.512	±0	Sin mediciones intermedias
	19	1.2318	-1.512	±0	Sin mediciones en los extremos
	20	1.2318	-1.512	±0	-50 % datos muestreados (24 mediciones)

La Tabla 5 resume los resultados de correlación y error absoluto promedio del análisis de parámetros. La columna del análisis de sensibilidad presenta los resultados manteniendo la variación del parámetro, mientras que la columna del escenario calibrado presenta los resultados de la calibración sin variación en ninguno de los parámetros.

Tabla 5. Resumen de resultados del análisis de parámetros.

Prueba		FA	Análisis de sensibilidad		Escenario calibrado	
			Correlación	Error absoluto (mg/l)	Correlación	Error absoluto (mg/l)
Inicial		0.955	0.999	0.010	1.000	0.005
Inyección	1	0.721	0.965	0.032	0.966	0.172
	2	0.806	0.989	0.021	0.988	0.064
	3	0.598	0.963	0.076	0.963	0.173
	4	0.548	0.947	0.156	0.945	0.230
Coef. k_b	5	0.885	0.996	0.015	0.990	0.108
	6	0.852	0.996	0.017	0.994	0.052
	7	0.936	0.998	0.011	0.997	0.046
	8	0.905	0.997	0.013	0.996	0.090
Medición	9	0.712	0.988	0.032	0.994	0.024
	10	0.595	0.950	0.079	0.989	0.030
	11	0.561	0.894	0.125	0.97	0.092
	12	0.535	0.768	0.220	0.956	0.113
Consumos	13	0.902	0.998	0.014	0.998	0.016
	14	0.873	0.995	0.016	0.998	0.022
	15	0.716	0.986	0.033	0.988	0.080
	16	0.875	0.997	0.015	0.998	0.020
Muestreo	17	0.816	0.988	0.020	0.993	0.022
	18	0.914	0.998	0.013	0.996	0.015
	19	0.936	0.998	0.011	0.998	0.011
	20	0.844	0.995	0.018	0.992	0.025

Con el análisis realizado se observa lo siguiente:

- El CCKwDyR es capaz de llegar a calibraciones muy buenas cuando los parámetros suministrados son los correctos, lo cual valida su funcionamiento. Indica además que el número de individuos y generaciones usado (400 y 30, respectivamente) es suficiente para lograr buenas calibraciones en redes como la SF812.
- La concentración inicial de cloro es uno de los parámetros que más afecta a la calibración del modelo. Cuando se sobreestima, los nodos más cercanos al punto de inyección son los únicos afectados; cuando se subestima, las concentraciones de cloro en todo el modelo se ven afectadas, con valores por debajo de los muestreados.
- La variación en el coeficiente k_b no es fácil de detectar y puede ser compensada por el CCKwDyR mediante los valores de k_w propuestos por el algoritmo. Entre más certeza se tenga de que el valor de k_b es el correcto, mayor probabilidad se tiene de que los valores de k_w representen a los valores reales y no sólo una solución matemática.
- Un muestreo impreciso de las concentraciones de cloro afecta a la calibración del modelo de manera grave. Sin embargo, se observó que al evaluar la calibración con las concentraciones originales, el modelo mejoró su correlación y disminuyó el error promedio; esto sugiere que el CCKwDyR es capaz de compensar (hasta cierto punto) los errores de las mediciones. No obstante, se requieren más pruebas para verificar esta observación.

- Las variaciones pequeñas en el consumo de agua no afectan de manera importante la calibración (aunque se recomienda verificar la calibración hidráulica antes de modelar la calidad del agua).
- Los muestreos en la línea principal son los más importantes para representar de forma correcta las concentraciones en toda la red. Se concluye además que un muestreo del 2 % de los nodos es suficiente para calibrar el modelo (AWWA, 2017). Sin embargo, de ser posible es preferible contar con un muestreo mayor.

Resultados

Con base en lo observado en la calibración inicial y en el análisis de sensibilidad, cuando se sobreestima la inyección de cloro, las concentraciones en los nodos más cercanos al punto de inyección no alcanzan a decaer lo suficiente como para obtener un buen ajuste del modelo. Un fenómeno similar ocurre en las calibraciones del SF812 (Tabla 6). Los errores más grandes ocurren en las tuberías más cercanas al punto de inyección, mientras que en el resto de los nodos las concentraciones se ajustan de mejor manera, lo que sugiere que la inyección inicial de cloro debe ser menor para lograr un mejor ajuste.

Tabla 6. Concentración de los nodos muestreados en la línea principal.

ID del nodo	Concentración de cloro (mg/l)		Error absoluto promedio	
	Muestreada	Simulada	(mg/l)	Situación
RDTOT3126	0.86	1.14	0.28	Sobreestimación
RDTOT3142	0.61	1.03	0.42	Sobreestimación
RDTOT6420	0.76	0.42	0.34	Subestimación
DQ862	0.48	0.44	0.04	Subestimación
DQ46	0.33	0.43	0.10	Sobreestimación
RDTOT13	0.43	0.39	0.04	Subestimación
CARRICAP1	0.25	0.39	0.15	Sobreestimación
MUERTOP1	0.47	0.39	0.08	Subestimación
QD17	0.35	0.33	0.02	Subestimación
PEPUEBLITO	0.47	0.29	0.18	Subestimación
QD279	0.39	0.3	0.09	Subestimación
DQ191	0.26	0.28	0.02	Sobreestimación
160	0.38	0.24	0.14	Subestimación

Para obtener el resultado final de la calibración, se propone simular con los datos más próximos de la fecha de septiembre de 2019, que es cuando se tiene el modelo hidráulico calibrado. De esta manera se busca reducir el error por los aspectos de la variación de concentraciones ligadas con las características del agua desde la fuente y su efecto en la desinfección. Así, se propone trabajar con la concentración de inyección

más cercana a la fecha de septiembre de 2019, que corresponde a la concentración registrada por el controlador de 0.8334 mg/l (Figura 11), en lugar del valor promedio, manteniendo la forma del patrón de variación de cloro.

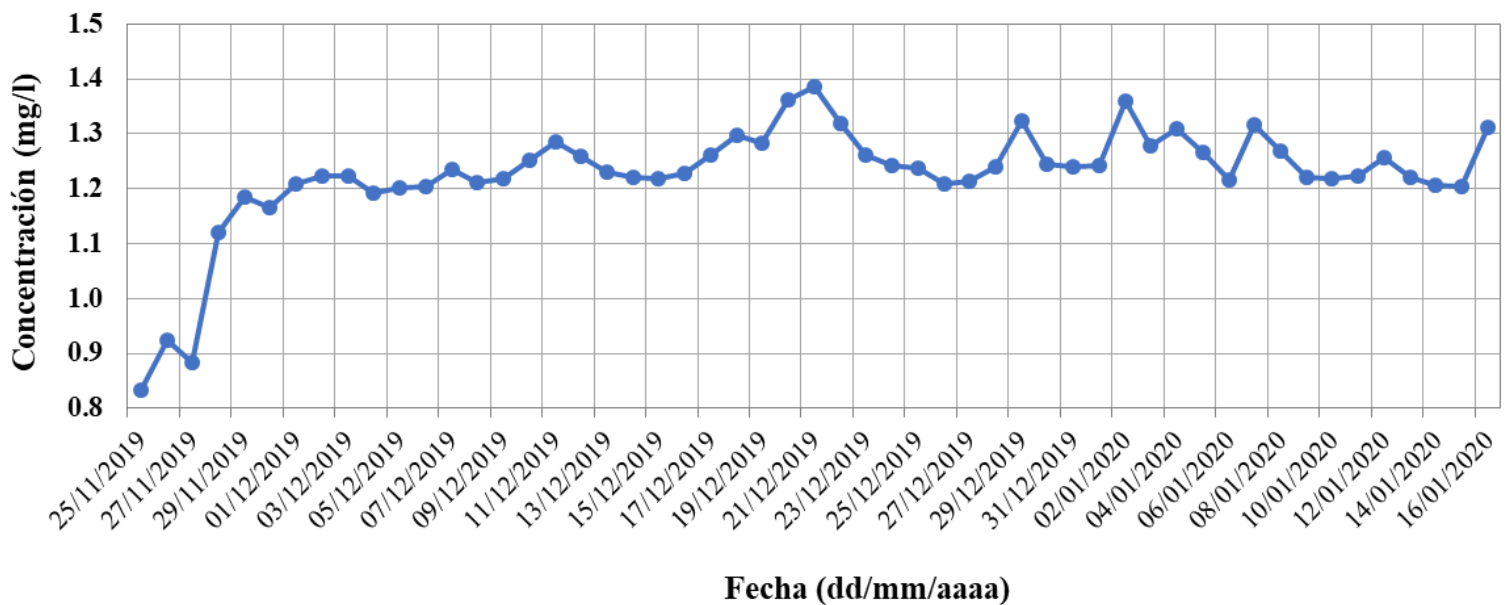


Figura 11. Promedio diario de inyección de cloro en planta filtros.

Además, las pruebas de frasco sugieren que la reacción del cloro con el agua varía de forma significativa entre septiembre de 2019 y febrero 2020; por lo que, para obtener una representación de la información con mayor vinculación de las concentraciones, se usará el valor de k_b obtenido en septiembre, que es de -1.512 días^{-1} , lo cual coincide con los muestreos en campo y la calibración hidráulica.

Después de los cambios mencionados, se realizaron tres nuevas pruebas de calibración. La Figura 12 compara las concentraciones muestreadas y simuladas en cada prueba. Las calibraciones arrojan concentraciones de cloro similares, lo que sugiere que se llegó a una calibración muy cercana a la óptima.

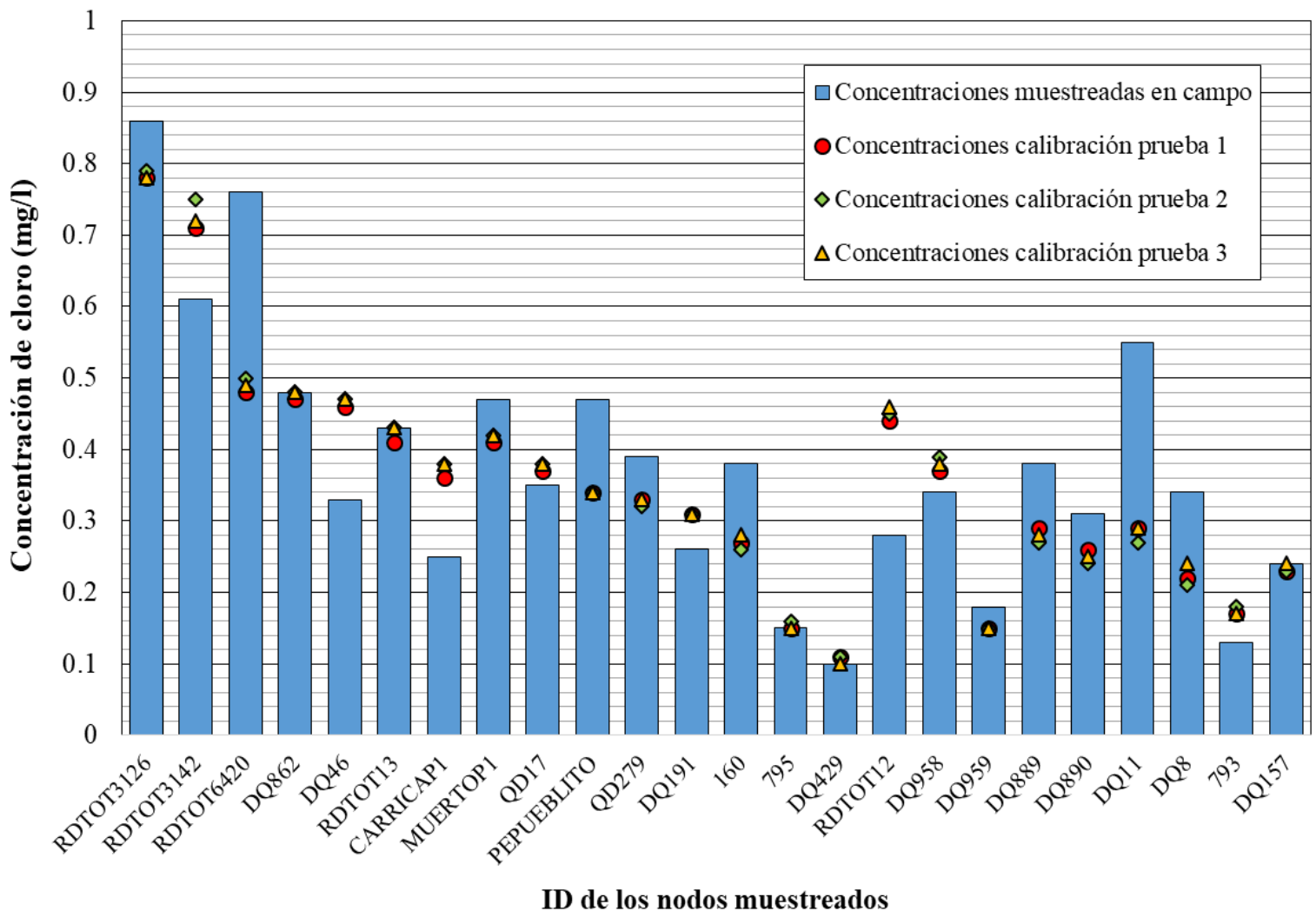


Figura 12. Resultados del modelo en el SF812.

Con las modificaciones realizadas respecto a la toma de datos en torno a septiembre de 2019, se redujo el error absoluto promedio hasta 0.080 mg/l, y aumentó la correlación del modelo hasta 0.816, representando una mejoría en comparación con los resultados obtenidos durante la calibración inicial (Tabla 7).

Tabla 7. Comparación de resultados de la calibración.

Núm. de prueba	Error absoluto promedio		Correlación	
	Inicial (mg/l)	Resultante (mg/l)	Inicial	Resultante
1	0.097	0.080	0.769	0.816
2	0.098	0.085	0.767	0.794
3	0.098	0.081	0.764	0.805

La Tabla 8 presenta los coeficientes k_w asignados por el CCKwDyR para calibrar el modelo. La Tabla 9 resume los resultados obtenidos en este trabajo y se compara con los logrados por otros autores. Los resultados dependen de la red con la que se trabajó (tamaño, nivel de esqueletización); la información que se tenía (información histórica o mediciones recientes, mediciones horarias o promedio diarias), e inclusive el tipo de simulación realizada (flujo permanente o no permanente).

Tabla 8. Coeficientes k_w asignados al modelo SF812.

Diámetro/ C_H	110	115	120	140
13 mm	-----	-0.6 m/día	-----	-----
19 mm	-1.35 m/día	-0.17 m/día	-----	-0.86 m/día
25 mm	-1.4 m/día	-0.54 m/día	-----	-0.98 m/día
38 mm	-----	-----	-----	-1.5 m/día
50 mm	-0.07 m/día	-0.14 m/día	-----	-0.11 m/día
63 mm	-----	-----	-----	-0.01 m/día
75 mm	-1.5 m/día	-----	-0.24 m/día	-0.21 m/día
100 mm	-0.54 m/día	-----	-----	-0.26 m/día
125 mm	-----	-0.43 m/día	-----	-----
150 mm	-0.05 m/día	-0.01 m/día	-----	-0.01 m/día
200 mm	-0.01 m/día	-0.35 m/día	-----	-0.41 m/día
250 mm	-0.31 m/día	-----	-----	-----
300 mm	-1.5 m/día	-----	-----	-----
350 mm	-0.03 m/día	-----	-----	-1.05 m/día
600 mm	-0.01 m/día	-----	-----	-0.41 m/día

Tabla 9. Comparación de resultados.

Autor(es)	k_b (1/día)	k_w (m/día)	Error absoluto medio (mg/l)	Correlación
Actual, SF812	-1.512	-0.01 a -1.50	0.080 a 0.085	0.794 a 0.816
Zhang, Kiene, Wable, Chan y Duguet (1992)	-1.15 a -2.30	-----	-----	-----
Vasconcelos <i>et al.</i> (1997)	-0.23 a -1.32	-0.03 a -1.52	0.15 a 0.05	0.85 a 0.98
Elshorbagy, Abu-Qdais, & Elsheamy (2000)	-0.912 a -1.02	-----	-----	-----
Alcocer-Yamanaka <i>et al.</i> (2004)	-2.3715	-0.1509, -0.414	-----	-----
Munavalli <i>et al.</i> (2009)	-1.73	-5.24, -1.00	0.13	0.800
Monteiro <i>et al.</i> (2014)	-0.27	-0.04	0.030 a 0.025	-----
Saldarriaga <i>et al.</i> (2014)	-0.0053	-0.0053	-----	-----
Díaz-Duque (2015)	-0.113 a -0.450	-0.01 a -1.29	0.120 a 0.107	0.8214 a 0.9213
Baños-Caballero (2016)	-0.104 a -0.858	-0.003 a -0.39	0.067 a 0.013	0.987
Minaee <i>et al.</i> (2019)	-1.73	-1.233	0.074	0.950

El proceso de calibración descrito permite hacer una mejora del modelo de cloro en la red mediante un proceso de calibración incluida en la metodología para finalmente alcanzar un calibrado óptimo de la red.

Uno de los aspectos importantes para lograr una aportación adecuada de la propuesta es la consideración del agrupamiento de tuberías de diámetro y rugosidad para la obtención de k_w óptimo. De esta forma, se mantiene la diversidad de búsqueda objetiva y necesaria de la red, evitando un gran número de combinaciones no necesarias de valores de k_w . Con esto se tiene una búsqueda más objetiva y enfocada a mostrar

resultados con bajo número de individuos discretizados que favorezcan la fidelidad de la calibración, como se demostró en la Tabla 2. Aplicar esta técnica a una red real, como la SF812, implicó no trabajar con un gran número de individuos debido a la gran cantidad de tuberías que tiene dicho sector; su esqueletización alcanzó un valor de 1 070 tuberías. Al agrupar las tuberías, se trabajó solo con 30 valores de k_w a optimizar, alcanzando resultados adecuados.

La función de aptitud propuesta es novedosa y se basa en una función sigmoide. Ello aporta para esta línea de investigación mediante la inclusión de un coeficiente de frontera para la distinción de individuos que obtengan un valor alto de función de aptitud respecto de aquellos que presenten valores bajos. En el rango de los valores bajos, su progresión es lenta al inicio de la técnica heurística, por lo que en las primeras generaciones se evita que se alcancen mínimos locales, como es el caso de las funciones lineales. Posteriormente, con el paso de las generaciones, cuando los individuos van alcanzando valores adecuados de función de aptitud, su progresión es más acelerada.

De forma conjunta, la aportación de esta propuesta de investigación representa un proceso de calibración de modelos de calidad del agua, en este caso aplicado para el sector de la red SF812, que es de suma importancia para el organismo operador para mejorar la cloración del agua en Guanajuato. Con este modelo calibrado se pueden llevar a cabo propuestas de mejora operativa mediante los resultados de las simulaciones, al tener conocimiento del decaimiento del desinfectante dentro de la red. Por ejemplo, en la Figura 13 se muestran las concentraciones de cloro dentro de la red del SF812 en la hora de menor consumo (tiempo de residencia alto), observando que existen zonas

donde se pueden optimizar las concentraciones: disminuyéndola al comienzo de la red y aumentándola en zonas con poca recirculación de agua. Esto podría realizarse implementando estaciones de reinyección de cloro en algún punto de la red.

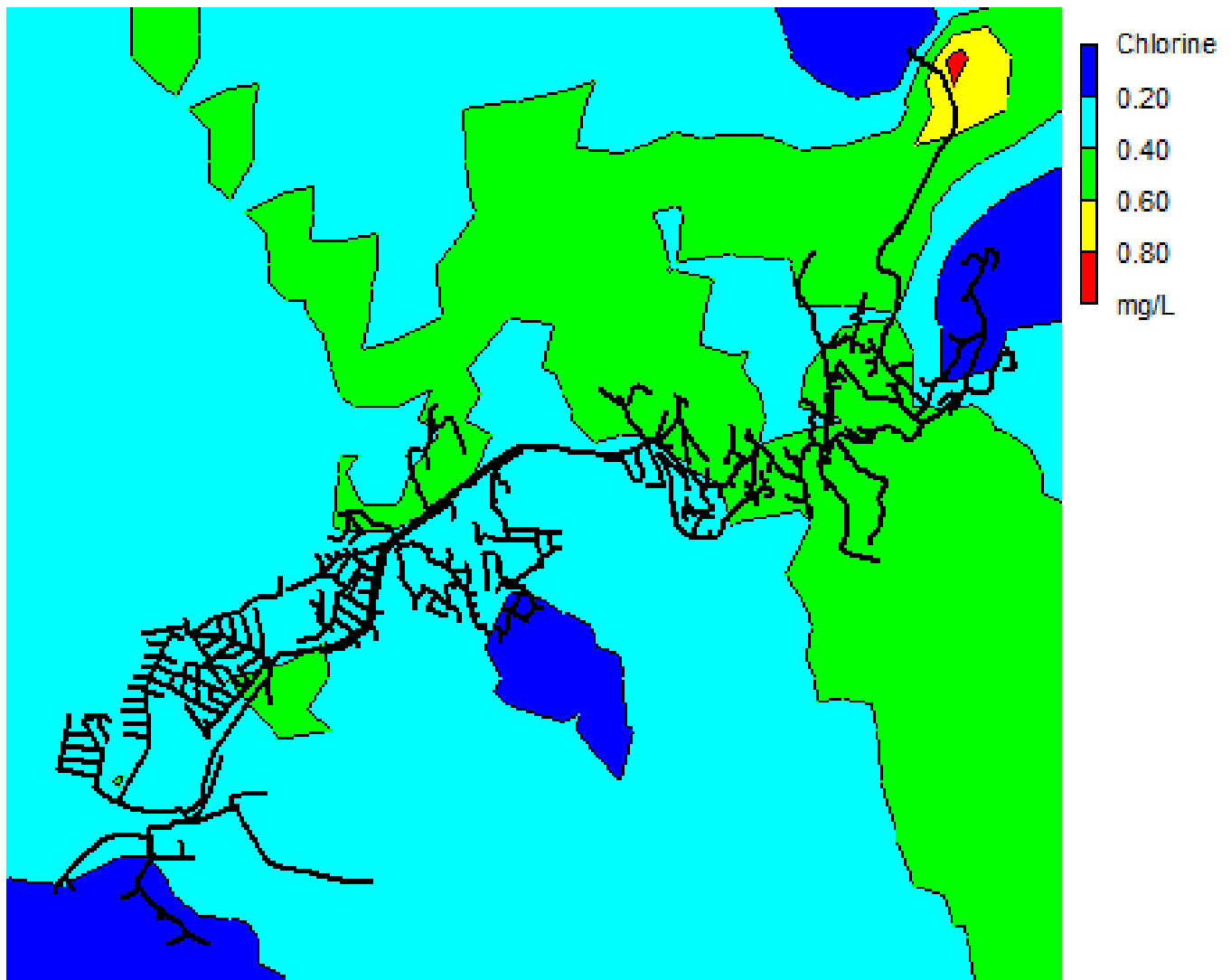


Figura 13. Concentraciones de cloro en el SF812 en la hora de menor consumo.

Discusión

El coeficiente k_b se encuentra dentro del rango encontrado por otros autores. En este caso, indica un rápido decaimiento del cloro debido a una gran cantidad de compuestos reductores. La red se abastece de fuentes superficiales y se localiza en una zona minera importante (Servicio Geológico Mexicano, 2018), por lo que metales y otras sustancias son arrastrados por la cuenca hasta las presas, además de la materia orgánica que es común en este tipo de fuentes (Valdez, 1994). Lo anterior contribuye a que el valor de k_b sea alto y a que no se mantenga constante en todos los meses del año. En el presente trabajo se empleó una ecuación de primer orden, por lo que en futuros proyectos se deberán considerar ecuaciones que consideren tanto la temperatura como el carbono orgánico total dentro del agua.

Asimismo, existe una relación al incremento de los valores en el coeficiente k_b debido a un aumento en la temperatura. Sin embargo, fue posible detectar valores de k_b altos en muestreos en temperatura baja debido a la reducción de la inyección de cloro por aspectos operacionales del sistema de abastecimiento; se corroboró que para concentraciones bajas de cloro, el coeficiente de k_b presenta valores elevados.

La inyección inicial de cloro es uno de los parámetros que más afectan a la calibración del modelo. En la presente investigación se monitoreó la concentración de cloro que se inyectó a la red SF812 por 51 días; se constató que además de la concentración constante que se realiza en la última etapa de la potabilización, se ve afectada por el tiempo de

permanencia y la temperatura variable que tiene el agua dentro del tanque de abastecimiento posterior a la potabilización. Se pudo obtener un patrón de concentración inyectado a la red, el cual fue variable y que finalmente, al incluirlo en la última etapa de la calibración, se mejoró en el modelo definitivo. Se verificó que en una mayor concentración en la inyección, el modelo sobreestima la concentración en los nodos más cercanos y que cuando se tiene una menor concentración afecta a gran parte del modelo, obteniendo concentraciones de cloro por debajo de los valores muestreados.

Los puntos de muestreo para obtener mediciones locales del cloro libre residual en diversos sitios de la red se deben plantear de manera que sean muestreos rápidos, prácticos, que puedan realizarse de manera fácil y sin interrumpir el suministro de agua; para ello hay que hacer una selección de los sitios que sean característicos de zonas de alto consumo, puntos alejados de la fuente y en zonas con tiempos de residencia del agua altos. Una buena ayuda para ello es el propio modelo hidráulico de la red, calibrado en periodo extendido en Epanet, para verificar tiempos de residencia altos y con ello tener la representatividad de la concentración en dichos sitios y en momentos específicos del día. En el trabajo de campo se alcanzó un muestro del 2.85 % dentro de la recomendación de la AWWA para la calibración de modelos de calidad.

Los valores de k_w suelen estar inversamente relacionado con el diámetro y coeficiente de rugosidad de las tuberías (Vasconcelos *et al.*, 1997), lo cual no ocurre con todos los k_w que dan solución al modelo del SF812 (Tabla 9). Los coeficientes k_w propuestos por el CCKwDyR representan una solución matemática válida, pero no necesariamente corresponden a la tasa de reacción real del cloro con las paredes de las

tuberías e incluso a la biopelícula dentro de ésta. Como alternativa para mejorar aún más el modelo se podría implementar una función de aptitud que considere dicho aspecto y premie a los individuos que cumplan esta condición, y/o castigue a aquellos que no las cumplan.

El error absoluto promedio alcanzado de 0.080 mg/l y la correlación de 0.816 obtenidos indican que el modelo de calidad representa el decaimiento de cloro de forma adecuada, pues están en el rango de valores obtenidos en trabajos similares anteriormente realizados. Estos valores podrían mejorar si se reducen los posibles errores humanos al momento de efectuar el muestreo, para lo cual convendría medir más de una vez en cada punto de monitoreo elegido. También podría ayudar un muestreo de datos continuo en los sitios de monitoreo, aunque vale recordar que es más importante la correcta distribución de los puntos elegidos para el muestreo, tal como lo muestran las últimas cuatro pruebas del análisis de sensibilidad.

El modelo de calidad obtenido le da a SIMAPAG una buena representación de las concentraciones de cloro en el SF812. Implementar este tipo de modelos resulta una alternativa viable para cualquier organismo operador que busque verificar las concentraciones de cloro dentro y de la norma, y optimizar el uso de cloro en la red.

Conclusiones

Con la implementación del CCKwDyR fue posible calibrar el modelo de calidad de agua del SF812. Se describió una metodología para lograr una correcta calibración e identificar los parámetros que lo hacen más sensible, a los cuales se les debe prestar mayor atención al momento de determinar su valor y con ello mejorar los resultados de simulación.

El modelo calibrado representa una herramienta valiosa para los organismos operadores como SIMAPAG, pudiendo analizar los efectos de modificar la operación de la red sin necesidad de comprometer la calidad del agua (en los casos en los que dichas modificaciones pudieran afectar negativamente la calidad del agua; por ejemplo, por ajustes en la inyección de forma arbitraria o “ensayo y error”).

La implementación del CCKwDyR para calibrar modelos de calidad de agua a través de los coeficientes k_w resulta efectiva si se determina con suficiente precisión el valor de parámetros necesarios: la inyección inicial de cloro, el coeficiente k_b , el modelo hidráulico calibrado, así como un muestreo estratégico de las concentraciones en la red.

Los coeficientes k_w calibrados por el CCKwDyR son principalmente una solución matemática para calibrar el modelo de calidad. Dichos valores no necesariamente funcionarían para tuberías con diámetro y rugosidad similares, ya que en la tasa de decaimiento del cloro intervienen además factores como la velocidad y dirección del flujo, sustancias presentes en el agua, etcétera.

Conviene tener registro de la cantidad de cloro que se inyecta a la red cada hora, considerando posibles variaciones debidas a un consumo elevado de agua, ya que este parámetro influye mucho en la modelación.

En caso de abastecerse de fuentes superficiales, en las cuales la cantidad de compuestos reductores es muy variable, conviene llevar a cabo pruebas de frasco constantemente para verificar que el coeficiente k_b siga representando de forma correcta la tasa de decaimiento del cloro.

Es muy importante hacer los muestreos en campo siguiendo las indicaciones y recomendaciones establecidas tanto por las normas oficiales, el organismo operador, la comisión reguladora (en México, Conagua) como por el fabricante del instrumento de medición utilizado, pues un nodo muestreado con mucha imprecisión afecta de modo grave a toda la calibración, principalmente a la correlación.

El muestreo en campo, la prueba de frasco y la medición de la inyección de cloro se deben realizar el mismo día o al menos en días cercanos entre sí, evitando que las concentraciones muestreadas se deban a tasas de decaimiento diferentes y que esto genere errores en la calibración del modelo.

Agradecimientos

Agradecimientos a la Dirección de Operación Hidráulica y a sus Departamentos de Redes de Distribución y de Plantas Potabilizadoras de SIMAPAG, en especial al Ing. Miguel Molina y al personal que está a cargo, que hicieron posible este trabajo. Se agradece al técnico académico Rubén Martínez del Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica de la

Universidad de Guanajuato por el apoyo en el mantenimiento de los equipos de medición.

Referencias

- Angeloudis, A., Stoesser, T., & Falconer, R. A. (2014). Predicting the disinfection efficiency range in chlorine contact tanks through a CFD-based approach. *Water Research*, 60, 118-129. DOI: 10.1016/j.watres.2014.04.037
- Alcocer-Yamanaka, V., Tzatchkov, V., & Cortés, F. (2004). Modelos de calidad del agua en redes de distribución. *Ingeniería Hidráulica en México*, 19(2), 77-88. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1001>
- AWWA, American Water Works Association. (2017). *Computer modeling of water distribution systems*. AWWA Engineering Computer Applications Committee. Recuperado de https://www.awwa.org/Portals/0/files/publications/documents/M3_2LookInside.pdf
- Baños-Caballero, D. (2016). *Modelado y simulación de la calidad de agua en una red de abastecimiento municipal: implementación y validación en el municipio de Alcantarilla* (trabajo fin de máster), Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10317/5731>
- Beasley, D., Bull, D. R., & Martin, R. R. (1993). An overview of genetic algorithms: Part 1, fundamentals. *University Computing*, 15(2), 56-69. Recuperado de https://orca.cardiff.ac.uk/64436/1/ga_overview1.pdf

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). Modelación hidráulica y de calidad del agua en redes de distribución. En: *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/biblioteca-digital-de-mapas>
- Díaz-Arévalo, J. L., Izquierdo-Sebastián, J., López-Jiménez, P. A., & Pérez-García, R. (2004). Métodos de análisis de datos. En: Díaz-Arévalo, J. L., Izquierdo-Sebastián, J., López-Jiménez, P. A., & Pérez-García, R. *Métodos de análisis inteligente de datos* (pp. 1-70). Valencia, España: Grupo Multidisciplinar de Modelación de Fluidos, Universidad Politécnica de Valencia.
- Díaz-Duque, O. R. (2015). *Calibración de modelos de calidad del agua en redes de distribución* (Master's thesis), Universidad de los Andes, Colombia. Recuperado de <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/13382/u722222.pdf?sequence=1>
- Eliades, D. G., Kyriakou, M., Vrachimis, S., & Polycarpou, M. M. (November, 2016). EPANET-MATLAB Toolkit: An open-source software for interfacing EPANET with MATLAB. *Procedures of the 14th International Conference on Computing and Control for the Water Industry (CCWI)*, 8. DOI: 10.5281/zenodo.831493
- Elshorbagy, W. E., Abu-Qdais, H., & Elsheamy, M. K. (2000). Simulation of THM species in water distribution systems. *Water Research*, 34(13), 3431-3439.

- Fisher, I., Kastl, G., & Sathasivan, A. (2012). A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems. *Water Research*, 46(10), 3293-3303. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.017
- García-Ávila, F., Sánchez-Alvarracín, C., Cadme-Galabay, M., Conchado-Martínez, J., García-Mera, G., & Zhindón-Arévalo, C. (2020). Relationship between chlorine decay and temperature in the drinking water. *MethodsX*, 7, 101002. DOI: 10.1016/j.mex.2020.101002
- Geng, B., Fan, J., Shi, M., Zhang, S., & Li, J. (2022). Control of maximum water age based on total chlorine decay in secondary water supply system. *Chemosphere*, 287, 132198. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132198
- Gestal, M., Rivero, D., Rabuñal, J. R., Dorado, J., & Pazos, A. (2010). *Introducción a los algoritmos genéticos y la programación genética*. La Coruña, España: Universidade da Coruña.
- Goldberg, D. E. (2002). *The design of innovation: Lessons from and for competent genetic algorithms*. Berlin, Germany: Springer Science & Business Media.
- Hernández-Cervantes, D. (2015). *Algoritmos genéticos para la ubicación óptima de estaciones de reinyección de cloro en redes de abastecimiento de agua potable* (tesis de licenciatura), Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México.

- Hernández-Cervantes, D., Mora-Rodríguez, J., Delgado-Galván, X., Ortiz-Medel, J., & Jiménez-Magaña, M. R. (2016). Optimal use of chlorine in water distribution networks based on specific locations of booster chlorination: Analyzing conditions in Mexico. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(2), 493-505. DOI: 10.2166/ws.2015.161
- Hernández-Cervantes, D. (2021). *Desarrollo de modelo de mezcla en cruceros de redes de agua potable y su aplicación en EPANET* (tesis doctoral), Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México.
- Holland, J. (1975). *Adaptation in natural and artificial systems*. Ann Arbor, USA: University of Michigan Press. Republished by the MIT Press, 1992. Recuperado de <https://www.proquest.com/openview/c78067a39019fb29daf134cf5dfbb2d6/1?pq-origsite=gscholar&cbl=30748>
- Hua, P., Gao, Q., Wang, Z., Jiang, S., De Oliveira, K. R. F., & Macedo, D. O. (2021). Modeling and elucidation the effects of iron deposits on chlorine decay and trihalomethane formation in drinking water distribution system. *Water Research*, 207, 117804. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117804
- Hua, P., Vasyukova, E., & Uhl, W. (2015). A variable reaction rate model for chlorine decay in drinking water due to the reaction with dissolved organic matter. *Water Research*, 75, 109-122. DOI: 10.1016/j.watres.2015.01.037
- MATLAB. (2016). *Version 9.0.1 (R2016a)*. Natick, USA: The MathWorks Inc.

- Minaee, R., Afsharina, M., Moghaddam, A., Ebrahimi, A., Askarishahi, M., & Mokhtari, M. (2019). Calibration of water quality model for distribution networks using genetic algorithm, particle swarm optimitation, and hybrid methods. *MethodsX*, 6, 540-548. DOI: 10.1016/j.mex.2019.03.008
- Monteiro, L., Figueiredo, D., Dias, S., Freitas, R., Covas, D., Menaia, J., & Coelho, S. (2014). Modeling of chlorine decay in drinking water supply systems using EPANET MSX. *Procedia Engineering*, 70, 1192-1200. DOI: 10.1016/j.proeng.2014.02.132
- Munavalli, G., Kumar, M., & Kulkarni, M. (2009). Wall decay of chlorine in water distribution system. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 58(5), 316-326. DOI: 10.2166/aqua.2009.048
- NOM-127-SSA1-1994. (1994). *Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/110534/NOM_127_SSA1_1994.pdf
- Nouiri, I. (2017). Optimal design and management of chlorination in drinking water networks: A multi-objective approach using genetic algorithms and the Pareto optimality concept. *Applied Water Science*, 7(7), 3527-3538. DOI: 10.1007/s13201-017-0620-7
- Nouiri, I., & Lebdi, F. (2006). Algorithme génétique (AG) pour le choix optimal des stations d'appoint de chlore sur les réseaux d'eau potable. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 19(1), 47-55. DOI: 10.7202/012596ar

- Ozdemir, O. N., & Erkan-Ucaner, M. (2005). Success of booster chlorination for water supply networks with genetic algorithms. *Journal of Hydraulic Research*, 43(3), 267-275. DOI: 10.1080/00221680509500121
- Pineda-Sandoval, J. (2020). *Validación del modelo de optimización de cloro en redes de agua potable* (tesis de maestría), Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México.
- Rossman, L. A. (2001). *EPANET 2: Manual de usuario*. Cincinnati, USA: US Environmental Protection Agency. Recuperado de https://epanet22.readthedocs.io/_/downloads/en/latest/pdf/
- Saldarriaga, J., Hernández, X. M., Prieto, C., Jurado, M., Gacharná, S., & Páez, D. (2014). Localización de puntos de monitoreo de calidad de agua en sistemas de distribución. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(2), 39-53. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/463>
- Servicio Geológico Mexicano. (Diciembre, 2018). *Panorama minero del estado de Guanajuato*. Recuperado de <http://www.sgm.gob.mx/pdfs/GUANAJUATO.pdf>
- Tzatchkov, V., Alcocer-Yamanaka, V., & Cortés, F. (2004). Decaimiento del cloro por reacción con el agua en redes de distribución. *Ingeniería Hidráulica en México*, 19(1), 41-51. Recuperado de <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1007>
- Valdez, E. C. (1994). *Abastecimiento de agua potable*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

- Vasconcelos, J., Rossman, L., Grayman, W., Boulos, P., & Clark, R. (1997). Kinetics of chlorine decay. *Journal-American Water Works Association*, 89(7), 54-65. DOI: 10.1002/j.1551-8833.1997.tb08259.x
- Zhang, G. R., Kiene, L., Wable, O., Chan, U. S., & Duguet, J. P. (1992). Modelling of chlorine residual in the water distribution network of Macao. *Environmental Technology*, 13(10), 937-946.
- Zhong, D., Feng, W., Ma, W., Ma, J., Du, X., & Zhou, Z. (2021). A variable parabolic reaction coefficient model for chlorine decay in bulk water. *Water Research*, 201, 117302. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117302

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-07

Artículos

Propiedad y explotación del agua alumbrada por galerías y presas subálveas en el sureste de España

Ownership and exploitation of water drained by galleries and groundwater dam in the Southeast of Spain

Ramón Martínez-Medina¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5338-5344>

Encarnación Gil-Meseguer², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4372-4127>

José María Gómez-Espín³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7287-4952>

¹Universidad de Córdoba, Facultad de Ciencias de la Educación, Córdoba, España, rmartinez@uco.es

²Universidad de Murcia, Facultad de Letras, Departamento de Geografía, Murcia, España, encargil@um.es

³Universidad de Murcia, Facultad de Letras, Departamento de Geografía, Murcia, España, espin@um.es

Autor para correspondencia: Ramón Martínez-Medina, rmartinez@uco.es



Resumen

La calidad de las aguas alumbradas por pozos horizontales cubiertos (galerías), asociadas o no con presas subálveas, desata un enorme interés por su apropiación en medios áridos y semiáridos donde los recursos hídricos son escasos. El objeto de estudio de este trabajo es conocer las prácticas de alumbrar y explotar las aguas de freáticos próximos a la superficie del territorio, concretamente los recursos de la circulación subsuperficial en las ramblas de Béjar, Nogalte, Vilerda y Goñar en el sector noroccidental de la depresión prelitoral murciana (sureste de España). Se trata de aprovechamientos hídricos históricos organizados como comunidades de propietarios de aguas. Son modelos de sostenibilidad en su explotación para usos del agua en abastecimientos y regadíos, que también incorporan el valor de adaptación a sucesos extremos de sequías e inundaciones. La metodología es la del análisis geográfico regional aplicado al estudio de casos (sistemas socio-hídricos) de forma diacrónica y comparada, con amplio trabajo de campo y consulta de fuentes documentales, con entrevistas a los gestores y usuarios de estos sistemas de captación y distribución del agua. Los casos estudiados ponen de manifiesto que son sistemas sostenibles de aprovechamiento de agua que facilitan el desarrollo local en medios semiáridos como el sureste ibérico.

Palabras clave: galerías drenantes, presas subálveas, freáticos próximos, tandas de agua, cambio climático, sureste de España.

Abstract

The quality of the drained waters, by covered horizontal wells (galleries) associated or not with groundwater dams, unleashes an enormous interest for their appropriation, in arid and semi-arid environments where water resources are scarce. The object of study of this work is to know water extracting and exploiting practices from phreatics close to the surface of the territory, specifically the resources of the subsurface circulation in the Ramblas of Béjar, Nogalte, Vilerda and Goñar in the north-western sector of the Murcian Pre-coastal Depression (southeast of Spain). These are historical water uses, organized as communities of water owners. They are models of sustainability in their exploitation for uses of water in supplies and irrigation, which also incorporate the value of adaptation to extreme events of droughts and floods. The methodology is that of Regional Geographic Analysis applied to study cases (hidrosocial systems), diachronic and comparative study, with extensive fieldwork and consultation of documentary sources; with interviews with the managers and users of these water collection and distribution systems. These are sustainable systems of water exploitation that contribute to local development in semi-arid environments like south-eastern Spain.

Keywords: Draining gallery, groundwater dam, near water table, batches of water, climate change, south-east Spain.

Recibido: 11/02/2022

Aceptado: 21/08/2022

Publicado Online: 14/09/2022

Introducción

En los medios áridos y semiáridos, donde la precipitación es escasa e irregular, y la evapotranspiración potencial es elevada (como en áreas de las riberas del Mediterráneo, incluidos espacios insulares como Baleares, Cerdeña y Sicilia, e incluso ámbitos del Oriente Próximo y de Iberoamérica), se aplica la técnica del pozo horizontal cubierto (galería) para la captación de freáticos y para la distribución de las aguas alumbradas (Hermosilla-Plá, Iranzo-García, Pérez-Cueva, Antequera-Fernández, & Pascual-Aguilar, 2004). Son sistemas locales de recursos propios de agua, de cuyas infraestructuras sobresale la combinación de galerías asociadas con presas subálveas. El caudal es variable, pero continuo, salvo en roturas del sistema por sismos o por su aterramiento en inundaciones catastróficas (Gil-Meseguer, Martínez-Medina, & Gómez-Espín, 2011).

Su importancia a nivel local radica en su continuidad (aunque con fuertes variaciones en cuanto a la cantidad) y en la calidad de las aguas alumbradas que permiten el abastecimiento de las poblaciones, por ser aguas filtradas entre los sedimentos (cantos, gravas, arenas, etc.) de los depósitos que rellenan los cauces de las ramblas (aguas no tratadas, pero utilizadas como potables tradicionalmente). En su aprovechamiento se suceden los usos: abastecimiento de personas y ganados (caños y abrevaderos); domésticos (lavaderos); regadíos de pequeños sectores que quedan bajo la cota de la bocamina (oasis-huerta); energéticos

(molinos hidráulicos de cubo), etcétera (Martínez-Medina, Gil-Mesequer, & Gómez-Espín, 2018).

Para su localización se deben dar al menos dos condiciones: el marco natural de depósitos en cauces que permitan almacenar agua (freáticos-álveos), y que exista un interés por su apropiación por parte de particulares o un grupo social.

Para la aplicación de la técnica de la presa subálvea o dique sumergido (*groundwater dam*) asociado con galería drenante, se buscan aquellos tramos del cauce de una rambla en los que, debajo de varios metros de materiales permeables, se dan unas condiciones de cierta impermeabilidad (generalmente conglomerados, como en la rambla de Nogalte, en el tramo urbano de Puerto Lumbreras). A ello hay que sumar el interés de particulares y colectivos para apropiarse de la circulación subsuperficial entre estos sedimentos aluviales del cauce, para asegurar el riego, entre otros usos (Gil-Mesequer *et al.*, 2011: 3). La apropiación del recurso ha sido disputada a lo largo de la historia (numerosos conflictos por el agua) debido a la competencia entre usos y usuarios. También reúnen un destacado patrimonio material e inmaterial, y son origen de paisajes culturales (Gil-Mesequer *et al.*, 2011: 14; López-Fernández, 2020).

En el sureste de la península Ibérica la escorrentía natural es de fluir intermitente, ligada con la forma de producirse las precipitaciones, la topografía del terreno, la naturaleza de los materiales, etcétera. En determinados momentos y lugares, estos cursos (barrancos, ramblizos, ramblas, ríos-rambla, etc.) no pueden arrastrar todos los materiales que llevan las aguas y se generan unos depósitos a lo largo del curso. Se han

originado así depósitos que cubren el lecho de cantos, gravas y arenas bajo los que se mantiene una circulación subsuperficial de agua, que dura unos días e incluso a veces meses, después de producirse la precipitación y la escorrentía superficial (Gómez-Espín, 2005). Para su alumbramiento, además de pozos verticales con artilugios elevadores de agua, se ha aplicado la técnica de apertura de pozos horizontales cubiertos (galerías) asociados o no con presas subálveas. De su funcionamiento en medios secos mediterráneos tenemos varios ejemplos en el sureste ibérico.

El origen de las galerías drenantes, para autores como Goblot (1979), estaría en Armenia y Mesopotamia; para otros, como Lighfoot (2000) y Magee (2005), sería la península arábiga. La difusión la llevarían a cabo imperios como el romano y el persa, y rutas comerciales como la de “La seda” (Martínez-Medina *et al.*, 2018). Recientes estudios arqueológicos y geográficos llevados a cabo en la región de Murcia han permitido datar dos galerías de origen hispano-romano: la del Cabezo del Trigo en Los Arejos-Águilas (Gil-Meseguer & Gómez-Espín, 1993) y la de la Rambla del Madroño en Torralba-Lorca (Gris-Martínez, Solis-García-Barbón, & Gris-Martínez, 2002). La del Cabezo del Trigo-Los Arejos ha sido enterrada bajo una plantación de cítricos, y en el paraje de Torralba, cercano al sistema de la Rambla del Madroño se realizó en 1949 otra galería con 14 lumbreras, que funcionó hasta la década de 1970 (López-Fernández, 2009). Por lo tanto, en España y especialmente en el sureste de la península Ibérica es posible remontarnos a casi dos mil años en el uso de estos sistemas de galerías para captar agua de freáticos próximos (Gómez-Espín & López-Fernández, 2010).

Entre los antecedentes de la gestión del agua alumbrada por galerías y presas subálveas en el sureste de la península Ibérica se pueden citar los trabajos de Salvador Llobet Reverter (Llobet-Reverter, 1958) sobre la venta de aguas del subálveo de la rambla de Nogalte y de Antonio Gil-Olcina (Gil-Olcina, 1993) sobre la Fuente del Oro en el Guadalentín. En los últimos treinta años, dos equipos de investigación (Grupo ESTEPA, Estudios del Territorio y del Patrimonio, de la Universidad de Valencia, dirigido por el profesor Jorge Hermosilla Plá y el Grupo E0A5-03 "Cambios Ambientales, Transformaciones del Paisaje y Ordenación del Territorio" de la Universidad de Murcia, dirigido por Encarnación Gil Meseguer) han realizado numerosos trabajos sobre la técnica del pozo horizontal (qanats, minas de agua, cimbras, presas subálveas, etc.). De un entorno próximo, (desde Vélez Blanco-Almería) también habría que señalar a Dietmart Roth con sus colaboradores de la Universidad de Berlín (Roth & Schutt, 2001; Roth, Beckers, Berking, Iselhorst, & Schütt, 2016); y de áreas más alejadas, destacar los trabajos de Jacinta Palerm sobre galerías filtrantes (qanats) en México, y sobre experiencias de autoorganización de regantes (Palerm-Viqueira, 2004; Palerm & Martinez, 2013).

Rasgos geográficos del área de estudio

El área de estudio (Figura 1) se enmarca en el cuadrante suroriental de la península Ibérica, en la región climática y funcional del sureste ibérico. Se trata de un espacio geográfico comprendido entre el litoral mediterráneo, que se extiende al sur del cabo de La Nao (Alicante), hasta

el norte de cabo de Gata (Almería), y el límite interior marcado por la isoyeta de 400 mm de precipitación y la isoterma de 16 °C de temperatura media anual.

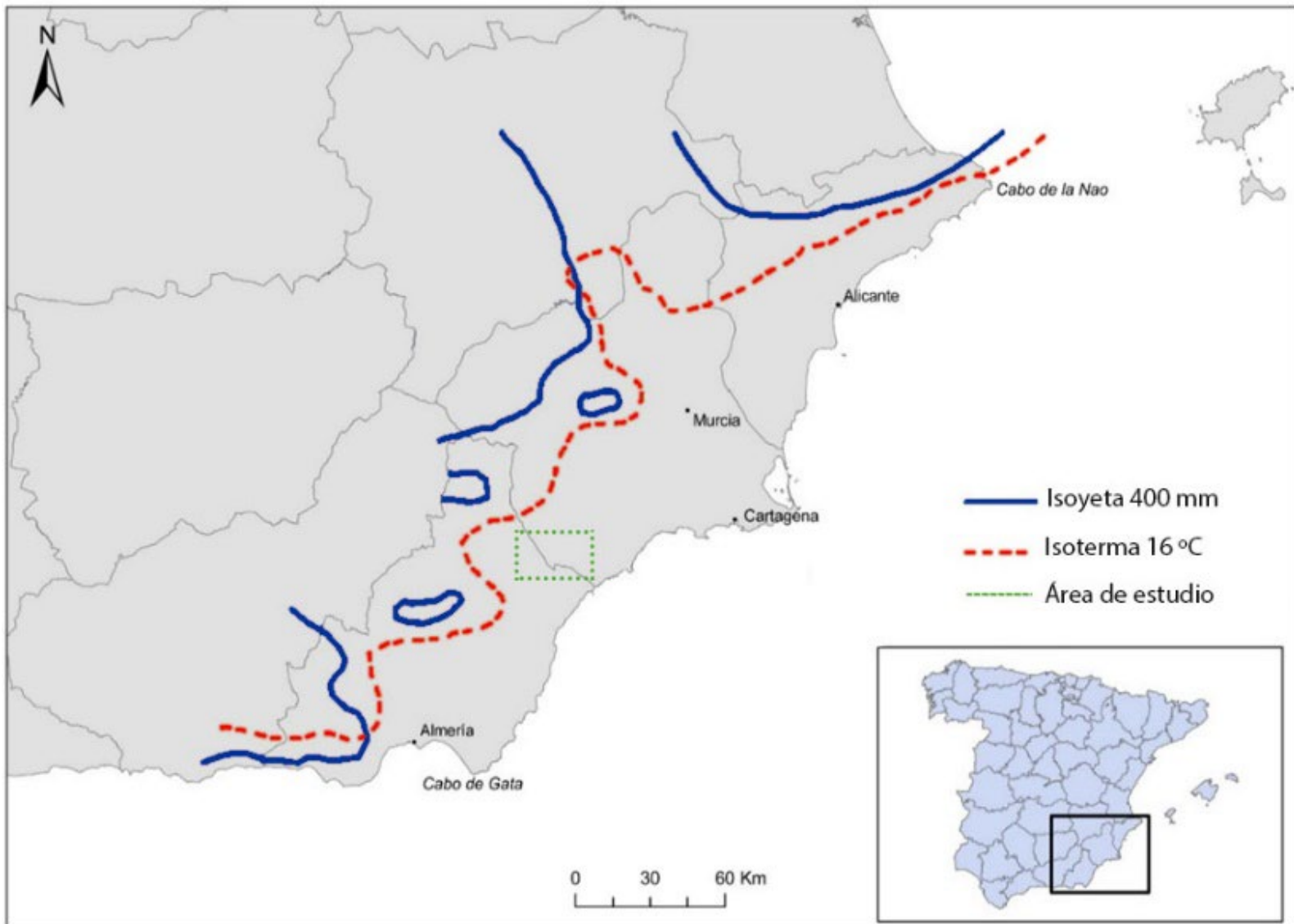
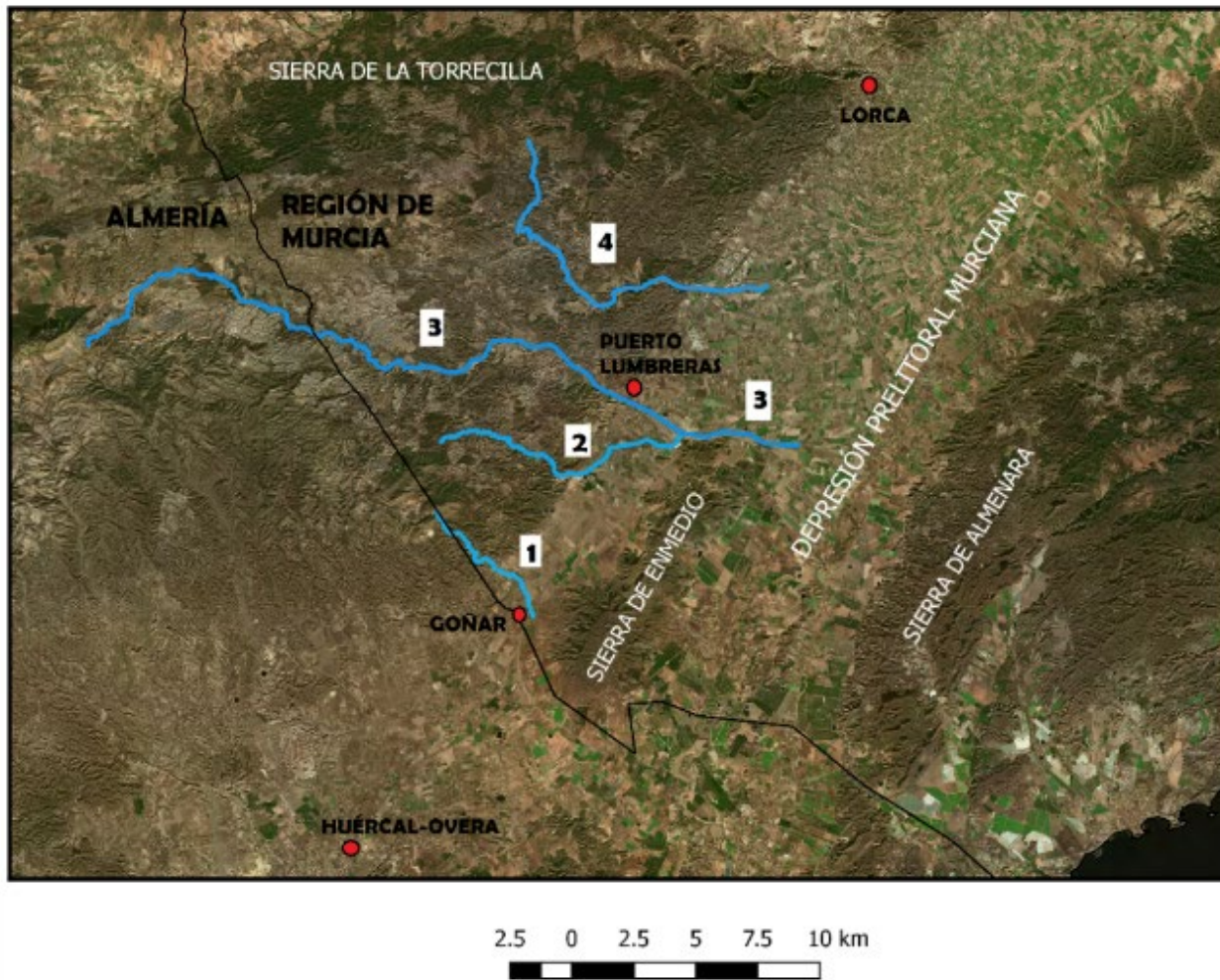


Figura 1. Delimitación del área de estudio en el sureste ibérico.

Es una región mediterránea seca que se extiende en buena parte del territorio de las provincias de Alicante, Murcia y Almería. Presenta escasas e irregulares precipitaciones como consecuencia de su situación a sotavento de la circulación general del oeste por la disposición de los relieves béticos, que generan abrigo orográfico y efecto foehn. Por su latitud se alcanzan temperaturas e insolación elevadas (medias por encima de los 16 °C y más de 3 000 horas de sol en algunos lugares), lo que ocasiona una evapotranspiración potencial superior a los 900 mm al año. Tal situación de sequía climática se produce en todos los observatorios en verano por la presencia de la subsidencia subtropical. Los meses secos aumentan de NE a SO, de 5 a 9 meses, propio de regiones semiáridas del globo. Presenta una homogeneidad climática que se continúa en la vegetación y en la hidrografía con cursos de drenaje de fluir no permanente.

Todo este territorio delimitado se caracteriza por los relieves del Bético y Subbético, que se extienden de nordeste a suroeste, intercalados con depresiones rellenas de margas y arcillas. Topográficamente, de norte a sur se extienden la sierra de La Torrecilla y el Cabezo de La Jara antes de entrar en la depresión prelitoral murciana. A ésta la divide la sierra de Enmedio en dos pasillos corredores: el de Huercal-Overa al norte y el de Pulpí al sur, limitado por la sierra de Almenara como barrera montañosa antes de las cuencas sedimentarias litorales (Figura 2).

ÁMBITO DE LOCALIZACIÓN DE LOS APROVECHAMIENTOS HIDRAÚLICOS ESTUDIADOS



Leyenda

- 1 Rambla del Fraile
- 2. Rambla de Vilerda
- 3. Rambla de Nogalte
- 4. Rambla de Béjar



Figura 2. Un medio físico con alternancia de cuencas sedimentarias y elevaciones montañosas. Fuente: elaboración propia a partir de datos obtenidos en el Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG).

En este contexto se localizan los casos estudiados, en el espacio frontera entre las comunidades autónomas de Andalucía y región de

Murcia. Las elevaciones montañosas están constituidas por rocas cristalinas, cuya destrucción y descomposición ha originado unos suelos arenosos de fácil percolación y drenaje. Dicha característica ha servido para que el hombre cultivara en sus laderas, buscando el incremento de las precipitaciones en razón a la mayor altitud, sin necesidad de construir y mantener costosos aterrazamientos que sostuvieran suelo y aguas de escorrentía. Se descubren vertientes alomadas, formas convexas, con plantaciones de almendros separados de acuerdo con las lluvias medias de esos lugares (Gil-Meseguer, Martínez-Medina, & Gómez-Espín, 2009). Algunos ejemplos de tales prácticas culturales se observan en los relieves de la sierra de Enmedio, Cabezo de La Jara (Figura 3), Lomo de Bas, etcétera.



Figura 3. Cabezo de la Jara, relieve bético en el flanco noroccidental de la depresión prelitoral murciana.

Donde las calizas y dolomías forman parte de los relieves o los coronan, si se descubren las terrazas características sostenidas con

pedrizas, que se construyen con las mismas rocas calizas desalojadas para la puesta en cultivo. Dichas terrazas son de diferente tamaño según el valor de la pendiente, al igual que la altura de la pedriza. Pero donde la ocupación del suelo ha sido más importante es en las áreas topográficamente más favorables como son las de sedimentación, sean pequeñas cuencas interiores o la gran amplitud que significa la depresión prelitoral. En estos territorios es de gran importancia disponer del recurso agua, pues las condiciones de topografía, suelos y temperaturas aseguran la posibilidad de cultivo todo el año y las mejores producciones. Aquí es donde pueden emplearse los caudales de aguas infiltradas en los relieves circundantes o en los lechos detríticos de las ramblas que concentran las escorrentías superficiales, que por simple gravedad llegan a las parcelas de cultivo. Tradicionalmente los usos del suelo se han adaptado a las condiciones climáticas y topográficas, con un secano poco productivo ocupando las mayores superficies y secanos “regados” con aguas derivadas de ramblas en momentos de intensas precipitaciones, o con caudales de fuentes, manantiales o pozos que los obtenían de los freáticos. En este último caso están las galerías con lumbreras, por la continuidad de sus caudales, por la forma de organizarse de sus usuarios y gestionar el agua alumbrada. En la actualidad, la mayor parte del regadío existente se ha especializado en productos de alto valor añadido, y con elevadas productividades de los recursos agua y tierra, pues los avances tecnológicos han permitido aumentar los recursos disponibles de agua y hacer más rentables los obtenidos de los aprovechamientos tradicionales.

Metodología y fases de trabajo

El objeto de la investigación es conocer la gestión del agua alumbrada por medio de esos sistemas de galerías y presas subálveas, y valorar cómo puede mitigar sucesos extremos de sequías e inundaciones ante escenarios de crisis climática. La metodología empleada es la propia del análisis geográfico regional aplicado al estudio de casos (sistemas socio-hídricos) de forma diacrónica y comparada. Interesa conocer la realidad que ha hecho perdurar estos aprovechamientos a lo largo del tiempo, y descubrir cuándo cambia la situación hasta ponerlos en peligro de desaparecer, cómo se han podido mantener y las posibilidades que ofrecen. Estos aprovechamientos son recursos propios de agua, con caudal variable que reflejan las variaciones pluviométricas, pero sostenibles con el medio que los alberga. Su explotación está alejada de intereses políticos y dentro de la “nueva cultura del agua” que preconiza utilizar los caudales propios de cada territorio. En un medio semiárido como el que se estudia, tales aguas pueden representar un recurso importante a la luz de las nuevas tecnologías de riego.

En las fases de trabajo (análisis, diagnóstico y prognosis) se superpone la labor de consulta de documentación en archivos como el de la Confederación Hidrográfica del Segura (ACHS), el Archivo “Fondo Cultural Espín” de la antigua Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM) en Lorca, y la del Archivo Histórico de Lorca (AHL). Se buscaba encontrar información escrita sobre localización de este tipo de aprovechamientos; la fecha de inicio de la explotación; los agentes que los construyeron y cómo lo hicieron posible; su uso, y cuantos datos pudieran reunirse sobre

ellos. No todos los sistemas analizados disponen de documentación en fuentes escritas, sea en archivos públicos o de particulares; incluso cuando se localiza no siempre informa suficientemente. Eran necesarias salidas al campo para localizar esos sistemas y conocer sus características en el terreno. Se buscó a sus usuarios y a los gestores de las sociedades de aguas para su explotación para entrevistarles, pues son ellos los que nos suministraron los datos sobre tandas o turnos de agua, aforos, precios, principales usos, etcétera. También las noticias de su origen y evolución por la tradición contada, además de su valoración actual, propia de una percepción en relación con la problemática socioeconómica del usuario.

La información escrita más reciente que se ha localizado es a partir de la Ley de Aguas de 1985, pues era mandado el registro de todos los aprovechamientos hídricos existentes. Se prepararon entonces varios expedientes en la Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), para la inscripción de éstos en el Registro y en el Catálogo de Aguas. Se localizan los expedientes siguientes que afectan a estos aprovechamientos: el Expediente IPR-478 con Número de Archivo 566/98 sobre "Agua de Los Cegarra-Nogalte"; el de Número de Archivo 2739 sobre "Las aguas del Caño y Balsa de Lumbreras; el IPC-27/90 y Número de Archivo 491/1995 sobre "Aguas del Caño y Balsa de Béjar", y el IPC-55/92 y Número de Archivo 985/1995 sobre inscripción de "Aguas de Vilerda" de Don Vicente Martínez.

Todo ello se ha completado con datos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), para conocer las precipitaciones y su distribución a lo largo del año, porque era también una forma de corroborar lo que los

usuarios contaban de la variación del caudal, en diferido, en relación con la variabilidad de las precipitaciones.

Descripción de los aprovechamientos hidráulicos analizados

Dentro del territorio del sureste de España nos fijamos en el flanco noroccidental de la depresión prelitoral murciana, frontera entre las comunidades autónomas de Andalucía y región de Murcia. Ahí se localizan una serie de aprovechamientos de freáticos próximos, cuyas aguas son alumbradas por sistemas de galería y presa subálvea, y que todavía son funcionales. Son —de nordeste a suroeste y coincidiendo con las ramblas cuyos freáticos aprovechan— los de Béjar, Cotes-Cegarras y Caño-Contracaño en Nogalte, Vilerda-Los Carrascos, y Goñar en la rambla del Fraile.

Aguas del Caño y Balsa de Béjar

La cuenca drenada por la rambla de Béjar ocupa una superficie de 88.6 km². Se inicia en la sierra de La Torrecilla, y con una dirección NO-SE va a desaguar en la depresión prelitoral murciana. La red de drenaje de esta rambla la forman varios colectores, pero pasado el estrecho de las Peñas de Béjar, la red queda reducida prácticamente a un amplio cauce de una anchura de casi 100 metros, y relleno de gravas y arenas en un depósito de más de ocho metros de profundidad; acaba en un abanico aluvial que se extiende hacia la rambla de Viznaga. Bajo el Cortado de Las Peñas de

Béjar, en el paraje del Peñón de las Palomas, se estableció una presa de sillares (coordenadas UTM, Huso30, ETRS89 X: 606037-Y: 4162658) de la que no hay conocimiento escrito de la fecha que permitía derivar las aguas a la margen derecha. Estas aguas se llevaban mediante una canalización, en parte excavada en la roca, para el riego de secanos asistidos. En el camino proporcionaban la energía hidráulica para dos molinos de cubo, realizando un aprovechamiento integrado de esos caudales.

La “ramblá de 1948” (avenida del 22 de octubre) aterró la presa, pero la acequia, denominada de Los Molinos, continuó derivando un pequeño caudal (a veces interrumpido por las roturas ocasionadas por grandes avenidas, como la del 19 de octubre de 1973 o la del 28 de septiembre de 2012); alimentaba al Molino de Arriba o Primero situado algo más de 500 metros aguas abajo de la presa, y a unos 1 000 metros más abajo el molino Segundo o Bubillos. Ambos son molinos hidráulicos de cubo para suplir la falta de caudales con el salto que provoca la construcción del cubo de unos 10 metros de profundidad (Gómez-Espín, 2005: 107-108).

En el cauce de la rambla, a unos 350 metros aguas abajo del molino Primero (coordenadas UTM, Huso 30, ETRS89 X: 606572-Y: 4162747) está enterrado el complejo hidráulico formado por una presa subálvea con una galería drenante antepuesta para captar la circulación subsuperficial que existe en los depósitos desde el Cortado de Las Peñas. La presa (coordenadas UTM, Huso 30, ETRS89 X: 606879-Y: 4162589) corta en diagonal el vaso del freático, en una longitud de 60 metros y una profundidad de casi ocho metros (Gómez-Espín, 2004b: 57). La galería

drenante cuenta con troneras o mechinales para que el agua intersticial del depósito penetre al interior de la galería. El pozo horizontal cubierto tiene en este tramo tres pozos verticales o lumbreras distanciados entre sí unos veinte metros. Al cortar en diagonal presenta el ángulo obtuso en la margen izquierda y el agudo en la margen derecha, por donde continúa la galería con un conducto de más de 900 metros y 17 lumbreras cada cincuenta metros (Gil-Meseguer *et al.*, 2011: 5). Las dimensiones del interior de la galería son de 1.60 metros de altura y de 0.65 metros de anchura (Figura 4).



Figura 4. Interior de la galería con lumbreras de Béjar. Fuente: Pérez-Membrives (2020).

A partir de la bocamina, el agua alumbrada se conduce a cielo abierto a través de una canalización de más de 50 metros de longitud hasta la Balsa de Béjar (coordenadas UTM, Huso 30, ETRS89 X: 606879-

Y: 4162589), de 1 400 m³ de capacidad para desde allí proceder a su distribución una vez acumulada para el riego.

Sistemas de Los Cotes-Cegarras en Nogalte

La rambla de Nogalte tiene una cuenca vertiente de 139 km² pertenecientes a los términos municipales de Vélez Rubio (Almería), Lorca y Puerto Lumbreras (Murcia). El cauce de la rambla ha sido un lugar de paso tradicional de las gentes y ganados de Cartagena, Murcia y Lorca a las tierras altas almerienses de la comarca de Los Vélez, y a las del altiplano granadino. La parte alta de la cuenca de la rambla de Nogalte es la que alimenta al sistema a describir. Se sitúa en el sector oriental de la sierra de Las Estancias, desde la pedanía de Tonosa (Vélez Rubio) a Los Cegarras (Puerto Lumbreras), con una superficie vertiente de 45.82 km², casi un tercio del total de la cuenca de la rambla de Nogalte (el 32.96 %).

En el paraje de Los Cotes-Cegarras hay varias galerías que al atravesar los sedimentos del cauce actúan como presa subálvea (galería-presa). El complejo hidráulico une a esas galerías con una balsa para acumular las aguas alumbradas (coordenadas UTM, Huso 30, ETRS89 X: 594436-Y: 4159972), y una red de conducciones a las que están asociados tres molinos hidráulicos de cubo y algo más de 60 hectáreas de riego. La construcción del complejo se inició en la década de 1920 (en las paredes hay inscripción de las iniciales de los que intervinieron y la fecha del año 1925). Existe documentación —en el Archivo de la Confederación Hidrográfica del Segura (ACHS)— de 1926 de los trabajos que se realizaron para alumbrar freáticos en el barranco de Los Cotes, con objeto

de abastecer de agua potable a la base naval de Cartagena (Gómez-Espín, 2004a: 64). Al ser el caudal aforado bajo, no compensaba la conducción hasta Cartagena, por lo que se tuvo que recurrir a las aguas del Taibilla para atender las necesidades de la ciudad y la base naval a través del canal de la margen derecha de la Mancomunidad de Canales del Taibilla (MCT). De este modo, los vecinos, con tierras próximas a la rambla de Nogalte, aprovecharon estas construcciones, y organizados como “Asociación de Vecinos de la Diputación de Nogalte” (figura en escrituras de propiedad de 1931) han explotado las aguas alumbradas en una tanda de 15 días o 360 horas.

El sistema de galerías consta de una principal, que alumbra las aguas a la balsa de Los Cegarras tras un recorrido de 700 metros, con unas dimensiones de vano de la galería de 1.50 metros de altura por 0.90 metros de ancho. Se inicia en la margen derecha de la rambla de Nogalte (coordenadas UTM, Huso 30, ETRS89 X: 593930-Y: 4160246) a unos 120 metros aguas arriba de la confluencia del barranco de Los Cotes. Este primer tramo se conoce como galería-presa, cruza el cauce de la rambla y continúa en la margen izquierda a lo largo de 195 metros (desde la lumbrera 14 hasta la 8), vuelve a cruzar el cauce hacia la margen derecha y continúa hasta la balsa de Los Cegarras. La galería principal tiene 16 pozos verticales o lumbreras, con forma abovedada en los tramos que atraviesa el lecho de la rambla convertida en presa subálvea, pues la pared anterior está sin cementar para que percolen a ella las aguas subsuperficiales, mientras que la pared posterior y el suelo de la galería están cementados con cal hidráulica.

Tiene además dos galerías secundarias. La primera de ellas en la margen izquierda, a la altura del barranco de Los Cotes, en el que se introduce y del que recibe aporte hídrico. Alcanza unos 60 metros de longitud y su vano es de menores dimensiones que el de la galería principal, con la que se une a la altura de la lumbrera 12 (coordenadas UTM, Huso 30, ETRS89 X: 594064-Y: 4160199). La segunda galería se ubica en la margen derecha de la rambla y conecta con la principal a la altura de la lumbrera 4 (coordenadas UTM, Huso 30, ETRS89 X: 594236-Y: 4159958). Es conocida como la "de la Tía Beatriz"; posee unos 100 metros de longitud, y las dimensiones de vano son inferiores a las de la galería principal.

El aprovechamiento hidráulico de Los Cotes-Cegarras tiene una red de distribución del agua alumbrada con tramos soterrados, sobre todo al cruzar el cauce, otros excavados en el piedemonte y canalizaciones al aire libre, para llegar a los pequeños y discontinuos sectores de riego de ambas márgenes del curso alto de la rambla de Nogalte. Los banales aterrazados, según la pendiente en cada margen y en el cauce de la rambla, también recibían las aguas de turbias captadas por tomas de boqueras alternativamente situadas en ambas márgenes. La construcción de grandes caballones a modo de presas de tierra y ramajes es lo que ayuda a dirigir las escorrentías superficiales hacia las tomas y banales.

La balsa de Los Cegarras tiene forma trapezoidal y una capacidad de 1 600 m³. Situada en la margen derecha, aprovecha la divagación del cauce para protegerse de las embestidas de las crecidas de agua y de los arrastres de la rambla. Recibe el caudal alumbrado a través de la

bocamina situada en la pared norte, se vacía y las distribuye por el lado sur; dispone de abrevadero en el lateral más próximo a la rambla.

En la “Memoria para regularización de riegos de la Balsa de Los Cegarras” (Artero-Martínez, 2013) —que contiene entre los Anexos el Expediente CSR-26/2012— y con el análisis de fotografías aéreas (en 1956/57, 2016 y 2020), se puede observar un perímetro regable discontinuo en ambas márgenes de la rambla (Figura 5); parcelas de pequeño tamaño, de menos de una tahúlla (1.118 m^2), como la parcela 21 del polígono 212 con sólo 953 m^2 (una participación en el aprovechamiento de aguas del 0.69 %, de 2.50 horas de la tanda); y otras de tamaño superior a una hectárea ($10\,000 \text{ m}^2$), como la parcela 108 del polígono 214, que reúne $24\,904 \text{ m}^2$ (y una participación en el aprovechamiento de aguas del 7.22 %, es decir, de 26.00 horas de la tanda). Este perímetro de riego no ha variado, aunque sí lo puedan haber hecho sus propietarios e incluso la estructura de la propiedad de la tierra, que lleva consigo la del derecho a riego.

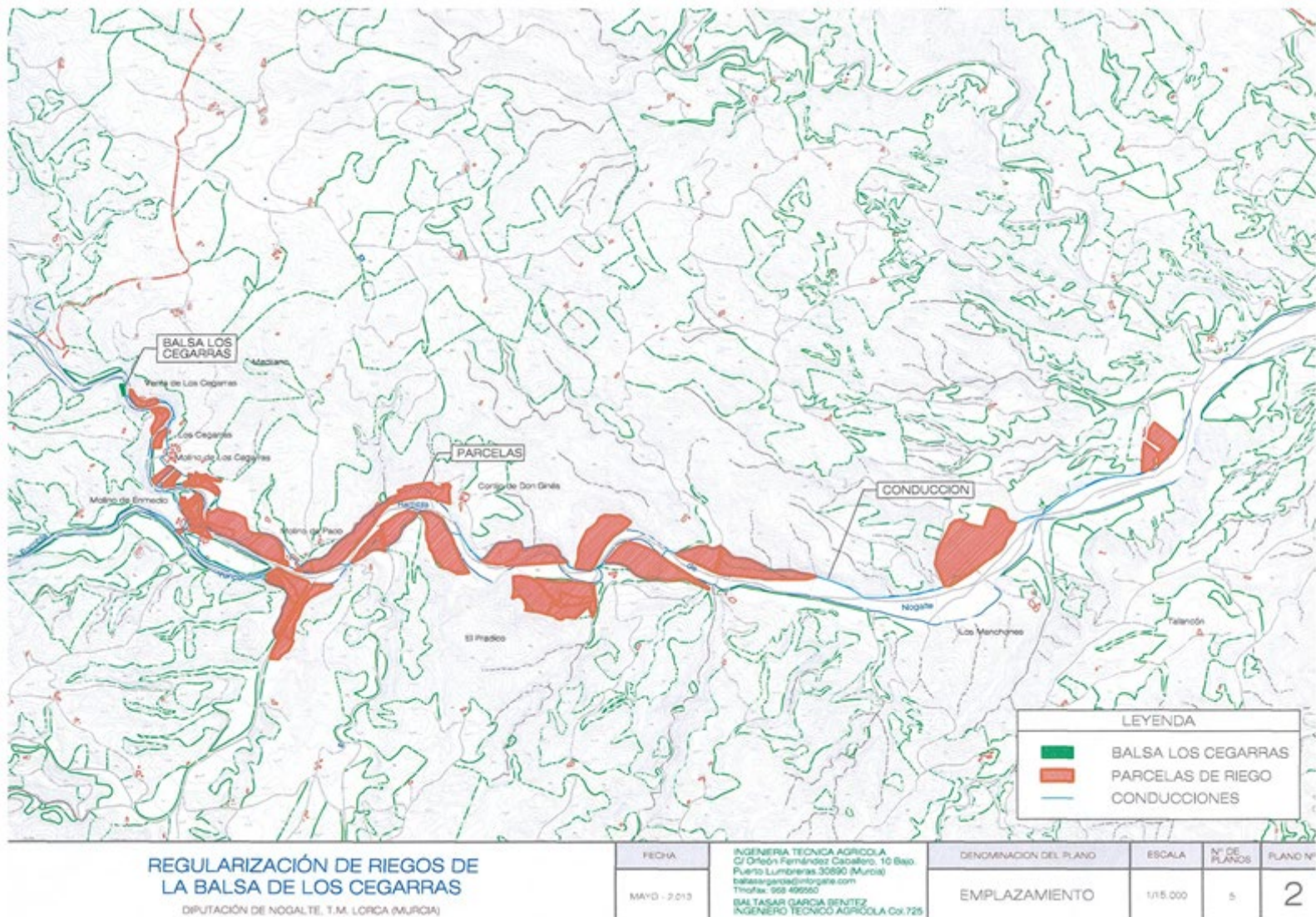


Figura 5. Regularización del riego de la Balsa de Los Cegarras, en la diputación y rambla de Nogalte.

Sistemas del Caño-Contracaño en Nogalte

Las aguas alumbradas (caños) constituyen una fuente de recursos propios, vitales para los abastecimientos de personas y ganados; tanto, que estos aprovechamientos han influido en la toponimia. Parece que el primitivo puerto de Nogalte pasó a puerto de Lumbreras debido a la localización de la galería con lumbreras del Caño Viejo.

El Caño Viejo de la rambla de Nogalte es una cimbra o tajea abierta en el lecho de la rambla y posteriormente cubierta por lajas de roca metamórficas que se obtuvieron del Cabezo del Trigo. Se extiende describiendo una forma de "S" para disponer de mayor superficie de filtración en sus paredes de piedra seca, y solo el suelo de la galería está impermeabilizado con cemento de cal hidráulica para favorecer que, por gravedad, discurran las aguas acopiadas hasta la bocamina tras más de 500 metros de longitud total de galería. Para captar la mayor parte de flujo subsuperficial, en 1890 se construyó el complejo hidráulico del Contracaño (Gómez-Espín, 2021: 10). Para ello, se abrió una zanja de 15 m de anchura y 8 m de profundidad en los sedimentos del lecho de la rambla, hasta llegar al conglomerado que según los vecinos "une los montes por debajo de la rambla". Sobre este material duro se construyó una presa subálvea de forma trapezoidal, con piedra y cal hidráulica, y una galería antepuesta con siete lumbreras. En la pared anterior de la galería se dispusieron troneras o mechinales para que la circulación subsuperficial penetrara al interior de ella (Acta Capitular de 1744 en el Archivo Histórico de Lorca).

El alumbramiento del Caño Viejo en la Rambla de Nogalte, tras la conquista cristiana (siglo XIII), corresponde al Concejo de Lorca, según el Acta Capitular de 1744. Algunos de sus regidores llevaron a cabo reformas del conducto cubierto y se apropiaron de las aguas alumbradas. En el paño pintado por Joseph Reboloso en 1770 (Fondo Cultural Espín) figuran las aguas de tres Casas (Guevara, Moncada y Puxmarin), que además de apropiarse de esas aguas alumbradas mantenían también pleito con el Concejo lorquino por las de escorrentía superficial en la rambla. En 1890, familias enriquecidas en la minería de Almagrera y en el comercio lorquino, como Foulquier o Marzal, junto con las mencionadas de Guevara, Moncada y Puxmarin, decidieron construir una presa enterrada en el lecho de la rambla, con galería filtrante antepuesta, que es la que se conoce como Contracaño (Gómez-Espín, 2004a: 110). Las sucesivas ventas y particiones por herencia hacen que aumente el número de propietarios (Arcas, Flores, Mazón, etc.). Todos los propietarios existentes en 1926 se constituirán en la Comunidad de Propietarios de las Aguas del Caño y Balsa de Lumbreras.

El Contracaño se une al Caño Viejo (Figura 6), a 312 metros de la desembocadura del Barranco Cañar, y el conjunto de las aguas alumbradas por ambos sistemas se acumulaba en una balsa con más de 1 100 m³ de capacidad, situada en la margen derecha de la rambla que aparece ya en el paño pintado de Joseph Reboloso de 1770. En la actualidad su capacidad se ha reducido a algo más de 950 m³ tras su transformación en cisterna, al construirse sobre ella el Centro de la Tercera Edad de Puerto Lumbreras. Junto a la balsa se sitúa la Casa de

Compuertas o de Tabluchos, para la distribución del riego en ambas márgenes de la rambla.



Figura 6. Lumbrera en la rambla de Nogalte, donde se unen las galerías del Caño Viejo y del Contracaño.

Antes de acumularse las aguas en la balsa, el sistema cuenta con un punto, denominado Los Caños, que en su origen servía para

abastecimiento de personas y ganados, y con lavadero para usos domésticos. Hoy día se mantienen los caños para abastecimiento público de quien desee hacer uso de ellos y el agua no utilizada vuelve a la canalización. A continuación, se encuentra el sifón que permite atravesar el lecho de la rambla de Nogalte que discurre a la izquierda y derivar las aguas alumbradas a la acequia de Los Molinos, donde además de pequeños lavaderos a lo largo de ella, las aguas movían la maquinaria de cuatro molinos hidráulicos de cubo: el de Jerez, del Arco, del Tío Antonio, y del Copo, y permitían el riego de varios cientos de hectáreas (Gil *et al.*, 2006: 114).

Sistemas de Vilerda-Los Carrascos: mina de agua de La Tercia y conducciones a la balsa de Vilerda. Presa subálvea y galería en la rambla de Los Carrascos

La rambla de Vilerda presenta una cuenca hidrográfica de 56.14 km². Se extiende de las faldas del Cabezo de la Jara al NO, a las de la sierra de Enmedio al SE. En ambas márgenes de la rambla se abrieron tomas de boqueras para el riego de secanos asistidos. En el cauce hay dispuestas, en sentido oblicuo a la dirección del flujo superficial del agua, presas de tierra (caballones), con objeto de facilitar su entrada en las tomas de las boqueras, y que las aguas turbias inundasen los bancales aterrizados, a modo de cajas de agua, en una inundación dirigida (Gil-Meseguer, 2014: 44).

En el paraje de La Tercia sobresale la “Fuente de La Tercia” (coordenadas UTM, Huso 30, ETR89 X: 601854-Y: 4155551), que es una

mina de agua. Se trata de una cavidad natural excavada como galería de más de tres metros de longitud. El agua se filtra por la pared de fondo de la galería, donde debe haber alguna brecha en el roquedo que permita la filtración de la escorrentía subálvea de las gravas y arenas que tapizan el lecho de la rambla. A partir de la bocamina, de dimensiones de 0.45 X 1.20 metros de anchura y altura, respectivamente, lleva el agua con una conducción cubierta hasta la balsa de Vilerda (coordenadas UTM, Huso 30, ETR89 X: 602915-Y: 4154954). Está situada aguas abajo en la margen izquierda de la rambla, y las aguas acumuladas permiten el riego de algo más de 30 hectáreas.

La canalización, en parte, es excavada en la ladera de la margen izquierda de la rambla y aparece como conducto subterráneo, para continuar en descubierto como un canal/acequia de mampostería de 0.45 m de anchura y 0.25 m de profundidad. La longitud total de la canalización es de 1.640 m hasta llegar a la balsa Vilerda, que tiene una capacidad de acumulación de más de 900 m³ (Figura 7). Desde la balsa se distribuían las aguas hacia las parcelas aterrazadas a un aljibe y una almazara. A partir del 2012 solo se distribuirán las aguas captadas por un sondeo en el subálveo del cauce de la rambla, que se sitúa cerca de la balsa.



Figura 7. Balsa de la finca de Vilerda. Recibe las aguas de La Tercia, de una boquera y de un pozo vertical.

La avenida del 28 de septiembre de 2012 provocó la rotura de la mayor parte de estas conducciones, y la destrucción de las tomas de boqueras y terrazgos en el cauce de la rambla de Vilerda.

Cerca de este sistema, entre la rambla de Vilerda y la de Goñar, se localiza la rambla de Los Carrascos. En ella existía presa subálvea en el

lecho (coordenadas UTM, Huso 30, ETR89 X: 601855-Y: 4153229) con una galería asociada y una conducción de agua hasta la Balsa de Los Porceles (coordenadas UTM, Huso 30, ETR89 X: 602091-Y: 4153211). Desde la balsa se distribuían las aguas alumbradas para el riego en la margen izquierda. La presa, con unas dimensiones de 18 m de largo, 6 m de profundidad y 2 m de anchura, atravesaba el lecho de la rambla de Los Carrascos. La galería antepuesta cuenta con una protección de piedra seca y continua en la margen izquierda, con unas dimensiones de vano de 1.60 m de altura por 1.10 m de ancho, varias lumbreras de aireación y limpieza en su recorrido a la balsa. Para evitar que las avenidas destruyan la lumbrera primera, se construyó de piedra y argamasa un muro en esa margen izquierda de unos 10 m de largo, 2 m de alto y 1.10 m de espesor. A pesar de ello, la avenida del 28 de septiembre de 2012 se llevó la primera lumbrera y anegó parte de la conducción, por lo que hubo que limpiarla y reconstruir esa lumbrera. Las lluvias de más de 400 mm, caídas a lo largo de más de 20 días de marzo y abril de 2022, han generado un caudal alumbrado por el sistema de más de 10 litros por segundo.

Los terrenos en ambas márgenes estaban ordenados en parcelas aterrazadas que recibían las aguas turbias mediante boqueras (Figura 8). Eran una especie de cajas de agua para mantener inundados los bancales, técnica muy parecida a la existente en países como México (Velázquez-Machuca, Pimentel-Equihua, & Palerm-Viqueira, 2002: 80).

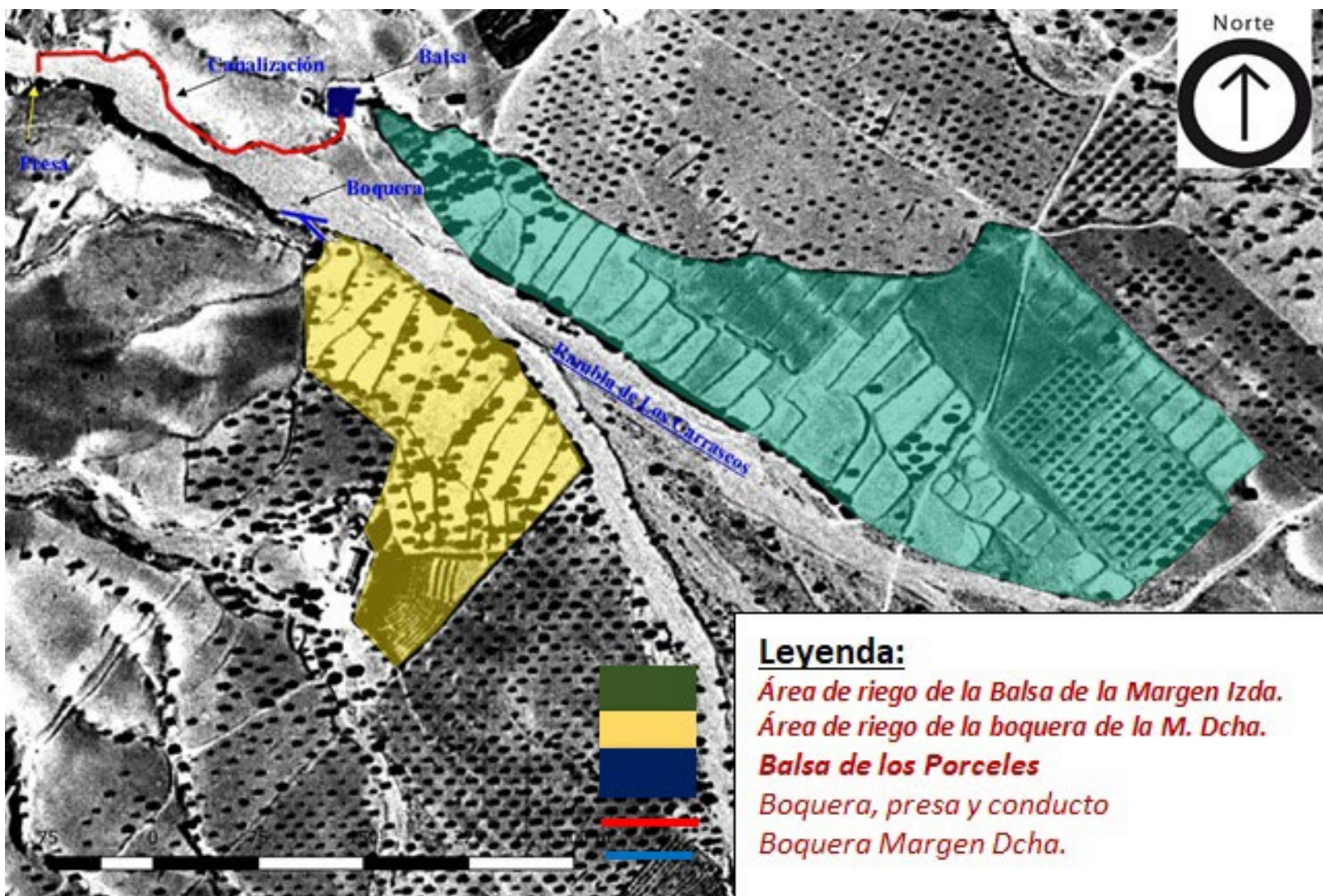


Figura 8. Red de distribución de turbias y subálveas en la rambla de Los Carrascos. Fuente: elaboración de Antonio Miguel Pérez Membrives a partir de fotografías aéreas del vuelo americano de la serie B de 1956/57 (Pérez-Membrives, 2020).

Aguas del Caño y balsa de Goñar

Goñar es una entidad de población situada en el límite de los municipios de Huércal-Overa (Almería) y Puerto Lumbreras (Murcia). Enclavada en el piedemonte de la vertiente sur del Cabezo de La Jara (1 247 msnm), su altitud lo convierte en una isla de humedad en un territorio semiárido, con parajes de toponimia significativa como “el Zurrío del Agua” (Gil-Meseguer, Martínez-Medina, & Gómez-Espín, 2009: 72). Esta localidad cuenta con una galería con lumbreras que arranca del lecho de la rambla de Los Derramadores, cerca del paraje de Los Gabarrones, y atraviesa las ramblas de Los Venados y de El Fraile. En los lechos de ellas actúa como galería inscrita en presa subálvea. Tras la bocamina se situaban los caños, abrevadero y lavadero (Figura 9). Las aguas alumbradas sobrantes se conducían a una balsa y de ella se distribuían para el riego de las huertas circundantes (Gómez, Gil, López, Martínez, & Aliaga, 2009: 137-138).



Figura 9. Fuente de Los Caños de Goñar.

Discusión: la gestión del aprovechamiento del agua alumbrada. Estructuras de propiedad y explotación de los recursos hídricos

Un espacio hidráulico es el resultado de la interacción de elementos naturales, técnicos y sociales. Entre los primeros destaca la ubicación y naturaleza del acuífero, la variabilidad de su caudal y la pendiente necesaria para el alumbramiento. Entre las técnicas para la captación y transporte de las aguas sobresale la del pozo horizontal cubierto (galería) asociado o no con presa subálvea. Y entre las sociales, al ser un recurso escaso y variable en los territorios semiáridos, exige la existencia de ordenanzas y reglamentos, una vigilancia social, y una serie de actuaciones como la gestión de las tandas o turnos de agua, e incluso la figura de un repartidor del agua, también denominado “fiel de aguas”, que se convierte en un mediador que garantice la estabilidad y el funcionamiento del sistema (Gil-Meseguer, Martínez-Medina, & Gómez-Espín, 2012a: 322).

De los aprovechamientos analizados, los de Béjar, Nogalte y Goñar se han organizado como comunidades de propietarios de caño y balsa de las aguas alumbradas. Son muy antiguos y constituyen modelos sostenibles en la explotación de las aguas de freáticos próximos, ampliamente relacionados con las condiciones ambientales donde se localizan. Todos los aprovechamientos analizados (Tabla 1) alumbraban aguas para abastecimiento de personas y ganados, usos domésticos y riego, incluso en los sistemas de Nogalte, para uso industrial para molinos hidráulicos y almazaras.

Tabla 1. Rasgos de los aprovechamientos que alumbran freáticos mediante presas subálveas y galerías asociadas en los términos de Lorca, Puerto Lumbreras y Huércal-Overa.

	Caño y Balsa de Béjar	Los Cotes-Cegarras	El Caño y Contracaño	Vilerda-Los Carrascos	Caño de Goñar
Cauce y término municipal	Rambla de Béjar (Lorca)	Rambla de Nogalte (Lorca)	Rambla de Nogalte (Puerto Lumbreras)	Rambla de Vilerda-Los Carrascos (Puerto Lumbreras)	Rambla de Los Derramadores-Goñar. (Huércal-Overa y P. Lumbreras)
Superficie cuenca (km ²)	88,60	45,82	110,00	56,14	38,20
UTM-X	606879	594436	605227	602915	599613
UTM-Y	4162589	4159972	4157857	4154954	4150530
Galería con lumbreras	Galería de 900 m y 17 lumbreras; vano del conducto de 1.60 x 0.65 m	La galería principal más de 700 m y 16 lumbreras; vano del conducto 1.50 x 0.90 m	Cimbra de 312 m y 13 lumbreras; vano del conducto 1.10 x 0.60 m	Conducto de 1 640 m desde La Tercia a la Balsa de Vilerda	Galería de más de 600 m y varias lumbreras
Presa subálvea	Presa de 60 metros, con galería inscrita y tres lumbreras	Galería inscrita en tres cruces del cauce de Nogalte	Presa subálvea de 112 m y galería antepuesta con 7 lumbreras	Presa subálvea con galería antepuesta en Los Carrascos	Galería inscrita en los cruces de Los Venados y El Fraile
Balsa (m ³)	1 852	617	Antes 1 280 m ³ , desde 2006 952 m ³	1 200	420
Otros elementos del sistema	Caños, abrevadero, lavadero	Caños, abrevadero, lavadero, molinos hidráulicos	Caños, abrevadero, lavadero, molinos hidráulicos	Abrevadero, lavadero	Caños, abrevadero, lavadero
Usos del agua	Abastecimiento, doméstico y riego	Abastecimiento, doméstico, industrial, riego	Abastecimiento, doméstico, industrial, riego	Abastecimiento, doméstico, riego	Abastecimiento, doméstico, riego
Duración tanda	14 días, 336 horas de agua	15 días, 360 horas de agua	14 días, 336 horas de agua	-	-
Propietarios	19 en 2004 y 17 en 2020	43 en 1972 y 33 en 2020	73 en 1966 y 112 en 2020	-	-
Actividad	Funcional	Funcional	Funcional	No Funcional	No funcional

La forma de conducirse de los regantes es por medio de tandas (turno de distribución del agua), organizadas desde el origen para asegurar el riego a las tierras de su perímetro regable. Son necesidades de cultivos de secano, pues la variedad de productos hortícolas actuales es posterior a la puesta en explotación de los sistemas. Los caudales disponibles obligaban a la existencia de algún tipo de receptáculo previo a la distribución del agua en el riego "a manta", por ello todos cuentan con balsa de regulación para acumular agua suficiente que acelerara el riego.

La estructura de la propiedad del agua se relaciona con la de la propiedad de la tierra, pues se busca poder disponer de un caudal que permita aumentar y asegurar cosechas en cultivos de secano; mantener pequeños sectores de huerta, o tener un abastecimiento para alguna otra actividad. Mantener la propiedad del derecho al agua de estos aprovechamientos es importante, pero no inmutable en el tiempo. Se puede vender a otro propietario su uso temporalmente sin acompañar a la propiedad de la tierra; se está ante un alquiler a otro propietario de los derechos de uso del agua.

La propiedad de las aguas alumbradas y el complejo hidráulico del Caño y Balsa de Béjar (presa, galería, balsa, etc.) correspondía a herederos de familias lorquinas, como Guevara, Leones, Mellado, etcétera, y a otros propietarios que tras la desvinculación y desamortizaciones del siglo XIX las adquieren, incluso a través de compras más recientes, como las realizadas por la familia Alcaraz de Transportes PACONSA. La estructura de la propiedad en la Sociedad del Caño y Balsa de Béjar, para los años 2004 y 2020, aparece en la Tabla 2.

Puede observarse el escaso número de propietarios en las primeras décadas del siglo XXI. La tanda de distribución de turno de agua es de 14 días, es decir de 336 horas, de las que casi el 70 % es para el uso de seis propietarios que tienen más de 20 horas de agua. La propiedad es de horas de funcionamiento del alumbramiento; es un tiempo fijo del derecho de disponer del recurso. El caudal no se amplía o disminuye en razón de lo que se afore en ese momento, se dispone del volumen aforado en el tiempo al que se tiene derecho.

Tabla 2. Estructura de la propiedad del agua en el caño y balsa de Béjar (2004 y 2020).

Escala	Propietarios (2004)	Horas de agua (2004)	Propietarios (2020)	Horas de agua (2020)
De menos de 10 horas	8	30	6	26
De 10 a 20 horas	5	73	5	75
De 20.01 h y más	6	233	6	235
Totales	19	336	17	336

Fuente: elaboración propia a partir de la información de la Sociedad de Aguas del Caño y Balsa de Béjar (datos del 15-12-2004 y del 10-01-2020).

A finales del siglo XX, todos estos propietarios organizados como Comunidad de Propietarios tratan de constituirse en Comunidad de Regantes. Así, en el Boletín Oficial de la Región de Murcia (BORM), número 292 del 21 de diciembre de 1990, figura el anuncio 12 799 sobre Proyecto de Ordenanzas de la Comunidad de Regantes de las Aguas del Caño y Balsa de Béjar, que habían sido aprobadas en Asamblea General el 3 de diciembre de 1990.

En Los Cotes-Cegarras, el número total de propietarios sobrepasa la treintena, que se reparten las 360 horas de agua de cada tanda de 15 días. La mayoría son pequeños propietarios que han ido aumentando las horas de agua a las que tienen derecho a costa de los mayores propietarios (Tabla 3). Los propietarios con más de 20 horas reunían más de la mitad de horas de la tanda en 1972 (el 53.89 %) y en 2020 era el 42.08 %.

Tabla 3. Estructura de la propiedad en el “Agua de Los Cegarras”, (1972 y 2020).

Escala	Propietarios (1972)	Horas de agua (1972)	Propietarios (2020)	Horas de agua (2020)
De menos de 10 horas	32	81	25	162.5
De 10 a 20 horas	6	85	4	46.0
De 20.01 h y más	5	194	4	151.5
Totales	43	360	33	360.0

Fuente: elaboración propia a partir de la información de la Asociación de Vecinos de la Diputación de Nogalte (datos del 01-01-1972 y del 25-05-2020).

El mayor sistema de aprovechamiento hidráulico de la rambla de Nogalte es el del Caño-Contracaño. En 1966 figuraban 73 propietarios de las aguas alumbradas por este complejo y de las fincas a ambos lados de la rambla, con una superficie de 82.3436 hectáreas. La fragmentación por herencia explica que, en el año 2020, el número de propietarios sobrepasara el centenar, pero la mayoría con menos de 10 horas, e incluso de 3 h; los dueños de más de 20 horas no reunían ni la cuarta parte de la tanda (22.25% de las horas), conociendo que la tanda es de 14 días, es decir, 336 horas (Tabla 4).

Tabla 4. Estructura de la propiedad en la Comunidad de Regantes del Caño de Puerto Lumbreras (1966 y 2020).

Escala	Propietarios (1966)	Horas de agua (1966)	Propietarios (2020)	Horas de agua (2020)
De menos de 10 horas	65	182.75	106	202.42
De 10 a 20 horas	7	109.25	4	58.83
De 20.01 h y más	1	44.00	2	74.75
Totales	73	336.00	112	336.00

Fuente: elaboración propia según información de la Comunidad de Propietarios de Aguas del Caño y Balsa de Lumbreras (17-06-1966) y de la C.R. del Caño de Puerto Lumbreras (25-05-2020).

Por Resolución de la Presidencia de la Confederación Hidrográfica del Segura, de fecha 21 de agosto de 2014, en expediente FCR-38/2013, se declara constituida la Comunidad de Regantes del Caño de Puerto Lumbreras. El aprovechamiento es preexistente a la entrada en vigor de la Ley de Aguas de 1985, es para regadío y se basa en un volumen anual de unos 2 100 000 m³ para una superficie regable de 682.93 ha. En las observaciones figura que “dispone de un caudal variable captado en las arenas de la rambla de Nogalte, mediante una galería de 1,80 X 0,90 metros, que discurre por la margen izquierda (durante 150 metros) y cruza oblicuamente la rambla (220 metros)”. La distribución al riego en ambas márgenes se realiza desde la sala de compuertas o tablachos, junto a la Balsa de Lumbreras.

La red de riegos está extendida por todo el cono de deyección de la rambla de Nogalte. En la margen derecha sobresalen el Brazal de Puerto Adentro y la Acequia de la Huerta; en la margen izquierda destacan la Acequia de Los Molinos y el Brazal del Camino Viejo (Hermosilla-Plá, 2006: 134).

Adaptación de estos sistemas al medio y a los extremos climáticos de sequías e inundaciones

Los caudales que fluyen en estos aprovechamientos se basan en las precipitaciones del área que los abastece y el régimen que registran. Se relacionan con el tamaño de la cuenca, su topografía y litología. Estos caudales alumbrados presentan una gran variabilidad ligada con la forma de producirse las precipitaciones y las infiltraciones (incluso las

escorrentías) en ese espacio localizado a mayor altitud de donde se ubica la galería.

Los datos de precipitación, en observatorios situados a distintas cotas de altitud en el flanco noroccidental de la depresión prelitoral murciana, permiten comprobar que suelen ser mayores las registradas a mayor altitud, como cabe esperar por el efecto del aumento de altitud en las lluvias. Entre los situados por encima de los 800 metros sobre el nivel del mar —caso de Vélez Rubio “Tonosa” (a 970 metros de altitud) y los situados por debajo de los 500 metros de altitud, caso de Puerto Lumbreras C.H. Segura (a 465 metros de altitud)— las diferencias vienen a ser de algo más de 60 mm a favor de los primeros. Es común a todos ellos una acusada variabilidad interanual, con periodos de años secos y otros de más humedad. Ejemplos de esa irregularidad son registros de 86.0 mm/año para Puerto Lumbreras en el año 1961 como el más seco registrado y el más húmedo en 1989 con 626 mm. O en la estación 7189-E. Vélez Rubio “Tonosa”, con registros en el otoño de 1989 de 259.5 mm sumados con la precipitación de cuatro días entre septiembre y noviembre.

También hay una irregularidad anual con días donde la precipitación recogida puede representar casi la mitad de la anual. Hay registros como los del 28 de septiembre de 2012, que en la estación 7211-B Puerto Lumbreras (a 445 metros de altitud) alcanzaron los 204.0 mm/día, y en el observatorio 7111 Puerto Lumbreras C.H. Segura 177.8 mm/día (Tabla 5). También en Vilerda, en la finca de la Casa Nueva, se recogieron 260 mm/día, el 56.15 % de los 463 mm del total del año; en otra finca cercana a la rambla de Nogalte, la de Barberet & Blanc, se recogieron 210 mm, el

48.39 % del total anual de 434 mm. En septiembre de 2019, los días 12, 13 y 14 se recogieron 170 mm, el 51.99 % del total anual de 327 mm.

Tabla 5. Episodios de lluvias copiosas (más de 60 mm/día) en Puerto Lumbreras-Rambla de Nogalte (1989-2020).

Fecha: año/mes/día	Estación 7211. Puerto Lumbreras C.H.S. (465 msnm)	Estación 7211B. Puerto Lumbreras (445 msnm)
1989/09/07	107.0	
1989/10/15	79.6	
1992/02/19	66.0	
2007/01/26	67.4	
2012/09/28	177.8	
2002/06/30		85.0
2007/01/27		83.0
2009/03/03		64.6
2012/09/28		204.2
2019/09/12		95.2
2020/01/02		62.0

La estación 7211 tiene registros de 1942 a 2012 y la estación 7211B desde 2000 y continua.

Fuente: elaboración propia con datos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

Esa variabilidad pluviométrica se deja ver en el volumen de agua alumbrado por estos sistemas, y sus regantes lo aprecian; en el caso del Sistema de Caño-Contracaño está en los aforos anuales (Tabla 6). Los volúmenes aforados registran con un tiempo de casi un año de retraso esas precipitaciones. Las elevadas precipitaciones del 28/09/2012, que originaron la catastrófica inundación de San Wenceslao, son los 808 800 m³ de aforo de 2013. Y las lluvias de 2019, aunque no tan abundantes, los 487 872 m³ de 2020.

Tabla 6. Caudal alumbrado por el Sistema de Caño y Contracaño en Puerto Lumbreras (2007-2021).

Año	Volumen (en m ³)
2007	369 600
2008	333 600
2009	277 200
2010	710 400
2011	589 200
2012	248 800
2013	808 800
2014	296 000
2015	100 800
2016	70 800
2017	759 600
2018	237 600
2019	240 000
2020	487 872
2021	98 550
Total (2007-2021)	5 628 822

Fuente: elaboración propia con los datos de Comunidad de Propietarios de Aguas del Caño y Balsa de Lumbreras y de la Comunidad de Regantes del Caño de Puerto Lumbreras.

El análisis de los seis sistemas estudiados en el área noroccidental de la depresión prelitoral murciana: Caño de Béjar, Los Cotes-Cegarras, Caño-Contracaño, La Tercia-Vilerda, Los Carrascos y Caño de Goñar (de los que tres continúan funcionales) ha permitido conocer la relación precipitación-infiltración en los aforos de cada una de las tandas. No hay datos de precipitación registrados en observatorios que cubran el área de posible abastecimiento de estos aprovechamientos, de forma que no hay una evaluación cuantitativa de correspondencia de volúmenes aforados con precipitaciones registradas; pero a lo largo del tiempo que llevan funcionando, sus usuarios constatan una respuesta en diferido de los sucesos de fuertes precipitaciones en esos espacios. Es el conocimiento por la experiencia, el comprobar más o menos aforos también según la percepción de las precipitaciones recibidas y dónde.

Las tandas del sistema Caño-Contracaño, en el periodo 2007-2021, manifiestan la alternancia de periodos secos y húmedos, y su duración. Los periodos húmedos van precedidos de años con precipitaciones suficientes e incluso abundantes. Tras las lluvias del 28 de septiembre de 2012 se produce una recarga clara de los freáticos y se pasa de tandas de apenas 2 400 m³ a 24 000 m³, que empezaron a registrarse desde el 1 de julio de 2013, lo que supuso que de los aforos de 1.98 l/s se pasara a 19.84 l/s durante 12 tandas o 168 días. Y siguieron aumentando hasta llegar a los 36 000 m³, que significaron 29.76 l/s. En total sumaron 36 tandas, que hacen 504 días con aforo abundante, mientras descendía paulatinamente y comenzaba el periodo seco de los años 2014 al 2016, que abarca desde la tanda del 1 de enero de 2014 a la del 2 de diciembre

de 2016, un total de 51 tandas y 714 días (Figura 10). La confrontación de los aforos con los registros de precipitaciones en las áreas de “abastecimiento” de los sistemas confirma el papel de los episodios de lluvias copiosas (de más de 60 mm en 24 horas) para la recarga de los freáticos.

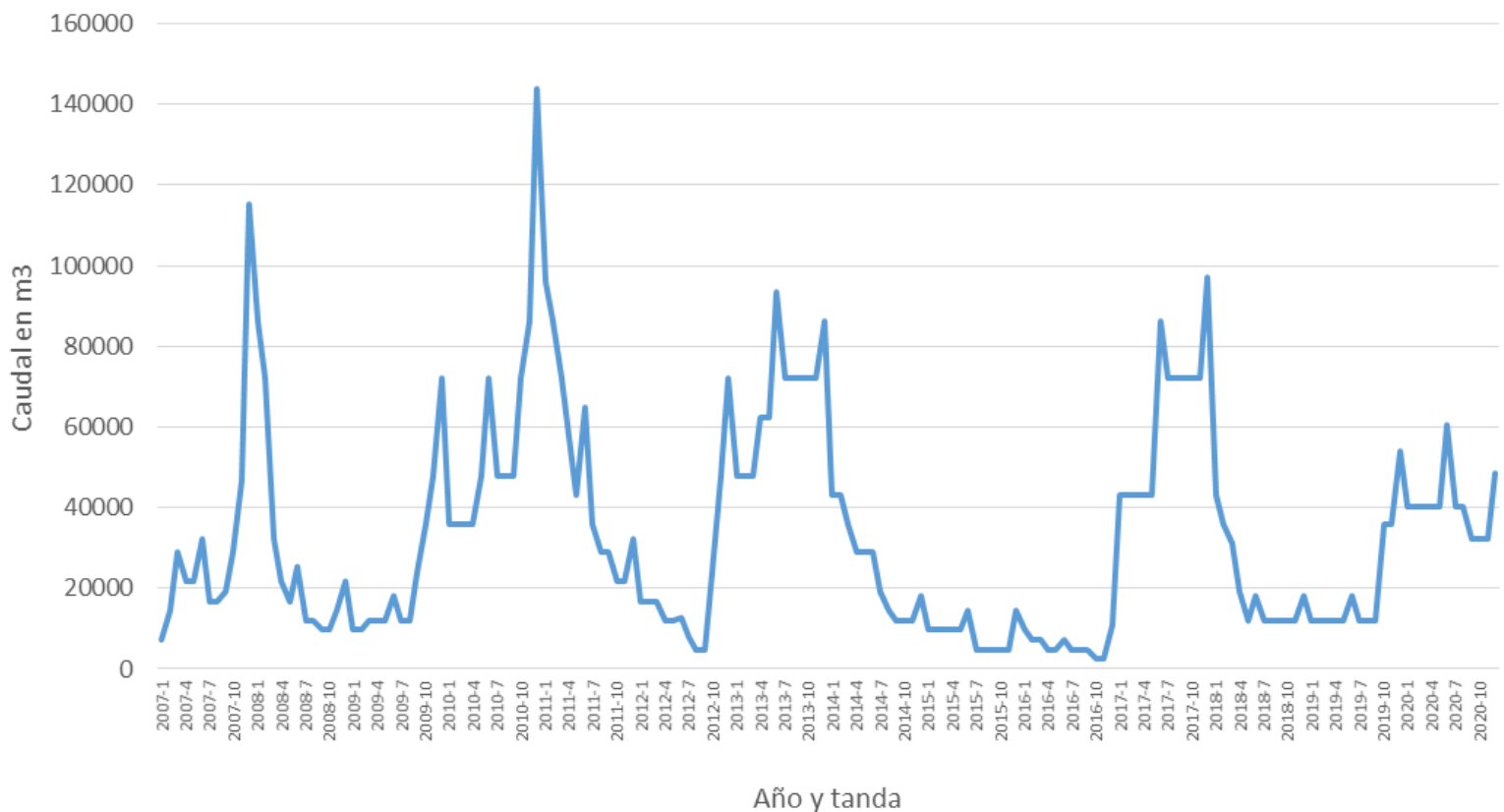


Figura 10. Aforos en las tandas de aguas alumbradas por el complejo hidráulico Caño-Contracaño en el periodo 2007-2020. Fuente: elaboración propia con los datos de la Comunidad de Propietarios de Aguas del Caño y Balsa de Lumbreras, y de la Comunidad de Regantes del Caño de Puerto Lumbreras.

Los sucesos extremos de lluvias copiosas y de gran intensidad horaria dan un carácter torrencial a las escorrentías, con crecidas e inundaciones, que ocasionan el taponamiento e incluso la rotura de las galerías (Gil-Meseguer, Pérez-Morales & Gómez-Espín, 2012b; Gil-Meseguer, Bernabé-Crespo, & Gómez-Espín, 2020: 422). En Vilerda se produjo el 28 de septiembre de 2012 la rotura de la conducción de La Tercia a la balsa de Vilerda (Figura 11).



Figura 11. Rotura de la conducción de La Tercia a la balsa de Vilerda tras la avenida del 28-09-2012.

Ese mismo día, 28 de septiembre de 2012, se dio también una gran avenida en la rambla de Nogalte y fue la causante del taponamiento de las galerías de Los Cotes-Cegarras y del complejo hidráulico del Caño-Contracaño. Consecuencia de este hecho fue que no se pudo alumbrar agua en la tanda primera de septiembre de 2012, porque la red de distribución de agua alumbrada también se vio afectada. Hubo que limpiar y reparar, e incluso establecer nuevos tramos como en Los Cotes-Cegarras.

La Asociación de Vecinos de la Diputación de Nogalte encarga una memoria sobre la limpieza del caño en la rambla de Nogalte (Artero-Martínez, 2014b). El objeto es: "la limpieza a realizar en unos caños existentes, que son la toma natural de agua en la Balsa de Los Cegarras, debido a que los mencionados caños se han taponado haciendo imposible la continuidad de los riegos y provocando que sea imposible la llegada de agua a la balsa". La intervención se hace a partir del 11 de diciembre de 2014 por medios manuales, usando palas y capazos para recoger la tierra, piedras y ramas que taponaban el caño, y con el conocimiento del guarda fluvial de la zona.

En Los Cotes-Cegarras se elabora la *Memoria para la restauración de canalizaciones de riego de la balsa de Los Cegarra* (Artero-Martínez, 2013) y se determina en ella arreglarlas mediante tubería de PVC de 210 mm de diámetro, enterrada en zanja de 0.50 m de anchura y 1.50 m de profundidad, a modo de red general, y para lograr un uso más racional del agua. La mayor parte va en línea paralela al cauce de la rambla de Nogalte, desde aguas abajo de la balsa de Los Cegarras hasta el paraje

conocido como Los Manchones (Ermita y Cortijada de Los Manchones, donde se encuentra el abrevadero del pozo de Los Manchones). El recorrido es complicado, pues cruza en varias ocasiones la rambla (al menos diez intersecciones), así como la cañada real de Granada a Cartagena (de 75 metros de anchura) y la vereda de Los Gázquez (de 20 m de anchura), como figura en la memoria de ocupación temporal de estas vías pecuarias (Artero-Martínez, 2014a); la solución adoptada parece la más adecuada y económica para el mantenimiento del aprovechamiento.

Ante esta realidad de inmutabilidad del perímetro regable y la variabilidad del caudal en dependencia con el medio que los abastece, la gestión del agua de estos aprovechamientos requiere un equilibrio entre las disparidades entre propietarios con intereses diferentes, que pueden ser incluso facilitar el agua a aquellos propietarios que la demandan frente a otros que pueden ceder su uso, pero que requieren compensación económica. Es también el mantenimiento de todo el sistema en sus variados componentes para afirmar su existencia y utilización. La importancia del agua en estos medios semiáridos asegura el interés por mantenerlos, cuando los avances técnicos están siendo utilizados para lograr su rentabilidad y su sostenibilidad económica en los momentos actuales.

Conclusiones

El sureste ibérico es parte de la España seca mediterránea. El alumbramiento de recursos hídricos, a partir de la aplicación de la técnica del pozo horizontal cubierto (galería), está extendido por este espacio árido y semiárido. El análisis de los sistemas estudiados en el área noroccidental de la depresión prelitoral murciana: Caño de Béjar, Los Cotes-Cegarras, Caño-Contracaño, Caño de Goñar, La Tercia-Vilerda y Los Carrascos (los tres primeros funcionales) ha permitido conocer la adaptación de estas sociedades a la variabilidad de sus caudales, estrechamente vinculada con la de las precipitaciones en el territorio. Los usuarios de estos sistemas socio-hídricos adquieren una resiliencia ante las crisis climáticas con un conjunto de prácticas culturales que les permiten adaptarse a sucesos extremos de sequías e inundaciones. Son sistemas que generan recursos propios de agua de gran importancia a nivel local (Aliaga, Gil, Gómez, López, & Martínez, 2007: 14), en donde la calidad de las aguas alumbradas hace que se sucedan los usos. Desde su inicio fueron primero los abastecimientos de personas y ganados, el llenado de aljibes, caños y abrevaderos; en su recorrido, el funcionamiento de la industria agraria de almazaras y molinos hidráulicos de cubo para molturar aceituna o cereal y, finalmente, el riego.

En su funcionamiento o explotación son modelos de sostenibilidad en el medio que se localizan, pues solo captan el agua intersticial del alveo, que se recarga tras cada episodio de precipitaciones, y no se produce sobreexplotación. Traducen en sus caudales la variabilidad climática de abundancia y déficit de precipitaciones, y a esa disponibilidad

de caudales se adaptaban sus usuarios con diversas prácticas, como reducción de superficie regable, cambios de cultivos y aplicación de riego deficitario. Han servido para mantener núcleos de población campesina y sus aprovechamientos agrarios en un medio semiárido. A la vez pueden valorarse en la actualidad como elementos que sirven para mitigar sucesos extremos de avenidas e inundaciones. En su funcionamiento descargan parte de los caudales superficiales de las ramblas, tal y como demuestran sus aforos. Hoy, con los avances técnicos en riego localizado, por la calidad de sus aguas y su permanencia en épocas de sequía, siguen siendo de gran valor, y con frecuencia el único recurso hídrico disponible.

El resultado son paisajes con espacios de agua discontinuos en medio del secano, próximos al punto de alumbramiento (bocamina y balsa), especialmente en los de bajo aforo. Su aprovechamiento requiere el agua entandada y vigilada por un mediador “repartidor”, que necesariamente es una persona de la confianza de todos, encargado de que se cumplan las normas que los comuneros se han dado (ordenanzas–reglamentos), para evitar los conflictos entre los distintos usos y usuarios.

Las demandas ligadas con la escasez de recursos (en cantidad y calidad), junto con las mejoras en la tecnología de riego, mantienen un interés social por el funcionamiento de estos aprovechamientos, que vuelven a ser rentables, resilientes y sostenibles en la realidad socioeconómica y ambiental actual.

Referencias

- Aliaga, I., Gil, E., Gómez, J. M., López, J. A., & Martínez, R. (2007). *Sistemas locales de recursos propios de agua en la Región de Murcia: Minados y Galerías*. Murcia, España: Ente Público del Agua, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio de la CARM, Universidad de Murcia.
- Artero-Martínez, J. P. (2013). *Memoria para la restauración de canalizaciones de riego de la balsa de Los Cegarras*. Murcia, España: Promotor "Asociación de Vecinos de la Diputación de Nogalte", Paraje Los Cegarras-Rambla de Nogalte, Término Municipal de Lorca (Murcia).
- Artero-Martínez, J. P. (2014a). *Memoria de la ocupación temporal de la Cañada Real Granada a Cartagena y de la Vereda de Los Gázquez, para la restauración de canalizaciones de riego de la Balsa de Los Cegarras, tras la riada del 28 de septiembre de 2012*. Murcia, España: Promotor "Asociación de Vecinos de la Diputación de Nogalte", Paraje Los Cegarras-Rambla de Nogalte, Término Municipal de Lorca (Murcia).
- Artero-Martínez, J. P. (2014b). *Memoria para la limpieza de caño en el cauce de la rambla de Nogalte*. Puerto Lumbreras, España: Promotor "Asociación de Vecinos de la Diputación de Nogalte", Paraje Los Cegarras-Rambla de Nogalte, Término Municipal de Lorca (Murcia).

- Gil-Meseguer, E. (2014). *El agua, un recurso limitado en regiones semiáridas: aprovechamiento y explotación de agua en medios semiáridos. Uso y gestión de recursos naturales en medios semiáridos del ámbito mediterráneo*. PHICARIA. II Encuentros Internacionales del Mediterráneo, Universidad Popular de Mazarrón, Murcia.
- Gil-Meseguer, E., Bernabé-Crespo, M. B., & Gómez-Espín, J. M. (2020). Recientes episodios de lluvias e inundaciones en la depresión prelitoral murciana. En: López-Ortiz, M. I., & Melgarejo-Moreno, J. (eds.). *Riesgo de inundación en España, análisis y soluciones para la generación de territorios resilientes* (pp. 409-418). Orihuela, España: Universitat d'Alacant, Ayuntamiento de Orihuela.
- Gil-Meseguer, E., & Gómez-Espín, J. M. (1993). Galerías con lumbreras en el Sureste de España. *Papeles de Geografía*, 19, 125-145.
- Gil-Meseguer, E., Martínez-Medina, R., & Gómez-Espín, J. M. (2009). El Cabezo de La Jara: un relieve de la frontera murciano-almeriense. *Papeles de Geografía*, 49-50, 69-82.
- Gil-Meseguer, E., Martínez-Medina, R., & Gómez-Espín, J. M. (2011). Modelos de uso sostenible del agua: las galerías asociadas a presa subálvea, *Scripta Nova, Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, 15(374), 1-14.

- Gil-Meseguer, E., Martínez-Medina, R., & Gómez-Espín, J. M. (2012a). Un modèle de gestion durable de l'eau d'irrigation dans le Sud-Est de l'Espagne: le répartiteur des eaux du Caño y Balsa de Lumbreras. *Au: De l'eau agricole à l'eau environnementale Resistance et adaptation aux nouveaux enjeux de partage de l'eau en Méditerranée* (pp. 315-324). Paris, Montpellier, France: Éditions QUAE.
- Gil-Meseguer, E., Pérez Pérez-Morales, A., & Gómez-Espín, J. M. (2012b). Las precipitaciones y avenidas del 28/09/2012 en el cuadrante soroccidental de la Cuenca del Segura. *Papeles de Geografía*, 55-56: 85-105.
- Gil-Olcina, A. (1993). *La propiedad de las aguas perennes en el Sureste Ibérico*. Alicante, España: Universidad de Alicante.
- Gil, E., Gómez, J. M., García, R., Aliaga, I., López, J. A., Martínez, R., & Pérez, A. (2006). *Modelos de sostenibilidad en el uso del agua en la Región de Murcia*. Murcia, España: Universidad de Murcia, Consejería de Industria y medio Ambiente de la CARM, Fundación CAJAMURCIA.
- Gris-Martínez, L., Solis-García-Barbón, L., & Gris-Martínez, J. (2002). El acueducto romano de Torralba. Caracterización funcional, hidrológica y aspectos socioeconómicos ligados a su explotación. *Revista Alberca*, 1, 171-209.
- Goblot, H. (1979). *Les Qanats. Une technique d'acquisition de l'eau*. París-La Haya-New York: Mouton Editeurs.

- Gómez-Espín, J. M^a. (2004a). *Aprovechamiento integral del agua en la rambla de Nogalte (Puerto Lumbreras-Murcia)*. Murcia, España: Excelentísimo Ayuntamiento de Puerto Lumbreras, Proyecto Agua (CAM), Universidad de Murcia.
- Gómez-Espín, J. M^a. (2004b). Sostenibilidad de usos del agua en el territorio frontera de los antiguos reinos de Granada y Murcia. *Papeles de Geografía*, 40, 49-66.
- Gómez-Espín, J. M^a. (2005). Galerías asociadas a presas subálveas, generadoras de recursos de agua en el Sureste de la Península Ibérica. El modelo del sistema de la rambla de Béjar. *Nimbus*, (15-16), 101-120.
- Gómez-Espín, J. M^a. (2021). Presas subálveas enterradas en el lecho de ramblas del Sureste de España. *Revista Agua y Territorio*, 18, 3-19. DOI: 10.17561/at.18.5234
- Gómez, J. M^a., Gil, E., López, J. A., Martínez, R., & Aliaga, I. (2009). *Paisaje y patrimonio generado por galerías y minados en la región de Murcia*. Murcia, España: Ministerio de Ciencia e Innovación, Real Academia Alfonso X El Sabio, Universidad de Murcia.
- Gómez-Espín, J. M^a., & López-Fernández, J. A. (2010). *Las balsas de acumulación de agua captada por pozos horizontales (galerías y Minados)*. Actas del XV Coloquio de Geografía Rural. Cáceres, España: Universidad de Extremadura, Grupo de Geografía Rural de la AGE.

- Hermosilla-Plá, J., Iranzo-García, E., Pérez-Cueva, A., Antequera-Fernández, M., & Pascual-Aguilar, J. A. (2004). Las galerías drenantes de la provincia de Almería: análisis y clasificación tipológica. *Cuadernos de Geografía*, 76, 125-154.
- Hermosilla-Plá, J. (dir.) (2006). *Las galerías drenantes del sureste de España*. Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente.
- Lighfoot, D. R. (2000). The origin and diffusion of qanats in Arabia: New evidence from the Northern and Southern Peninsula. *The Geographical Journal*, (166), 215-226. DOI: 10.1111/j.1475-49592000.tb00021.x
- Llobet-Reverter, S. (1958). Utilización del suelo y economía del agua en la región semiárida de Huércal-Overa. *Revista Estudios Geográficos*, 63(248-249), 385-408.
- López-Fernández, J. A. (2009). *El agua y sus usos en el Campo Alto de Lorca. Región de Murcia*. Murcia, España: Asociación Murciana de Ciencia Regional.
- López-Fernández, J. A. (2020). Galerías de agua en el campo alto de Lorca (Región de Murcia). Análisis y caracterización territorial. *Investigaciones Geográficas*, 73:235-256. DOI: 10.14198/INGEO2020.LF
- Magee, P. (2005). The chronology and environmental background of iron age settlement in Southeastern Iran and the question of the origin of the qanat irrigation system. *Iranica Antiqua*, 40, 217-231. DOI: 10.1007/s12685-018-0222-7

- Martínez-Medina, R., Gil-Meseguer, E., & Gómez-Espín, J. M^a (2018). Research on qanats in Spain. *Water History*, (10), 339-355. DOI: 10.1007/s12685-018-0224-7
- Palerm-Viqueira, J. (2004). Las galerías filtrantes o qanats en México. Introducción y tipología de técnicas. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*. 1(2), 133-145.
- Palerm-Viqueira, J., Martínez-Saldaña, T. (eds.) (2013). *Antología sobre riego. Instituciones para la gestión del agua: vernáculos, alegales e informales*. Montecillo, México: Colegio de Postgraduados.
- Pérez-Membrives, A. M. (2020). *Aprovechamiento integral del agua en las ramblas de Vilerda, Nogalte y Béjar* (trabajo de fin de grado). Facultad de Letras, Universidad de Murcia.
- Roth, D., & Schütt, B. (2001). Las galerías con lumbreras (qanat) obras maestras de la ingeniería rural amenazadas. *Revista Velezana*, 20, 53-64.
- Roth, D., Beckers, B., Berking, J., Iselhorst, S., & Schütt, B. (2016). A short of the water and society in the region of Vélez Blanco, East Andalusia. *Water History*, 8, 59-73. DOI: 10.1007/s12685-015-0139-5
- Velázquez-Machuca, M., Pimentel-Equihua, J. L., & Palerm-Viqueira, J. (2002). Entarquinamiento de cajas de agua en el valle zamorano: una visión agronómica. En: Palerm-Viqueira, J. *Antología sobre pequeño riego. Volumen III. Sistemas de riego no convencionales* (pp. 77-115). México, DF, México: Colegio de Posgraduados.

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-08

Notas

Estado de derecho y uso del agua. Controversias sobre un proyecto cervecero en Baja California, México

Rule of law and water use. Disputes around a beer production project in Baja California, Mexico

Ricardo V. Santes-Álvarez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9798-5368>

¹El Colegio de la Frontera A. C., Tijuana, Baja California, México, rsantes@colef.mx

Autor para correspondencia: Ricardo V. Santes-Álvarez, rsantes@colef.mx

Resumen

En esta investigación se indaga la relevancia del estado de derecho en la gobernación del agua en México. Tomando como marco de análisis esta idea toral se recurre a una metodología de encuesta y estadística descriptiva para estudiar una problemática detonada por una decisión inadecuada sobre el uso del líquido: el proyecto de instalación de una planta para la producción de cerveza en el valle de Mexicali, en Baja

California. Los resultados señalan que el estado de derecho halla obstáculos para su realización, pues no se satisfacen condiciones básicas para su existencia, prevaleciendo procesos de exclusión del acceso a su goce para sectores sociales amplios; en esa tesitura, el soslayo de la legalidad debilita la institucionalidad esperada en una sociedad democrática. Revelan, asimismo, el efecto negativo que produce la racionalidad de uso dominante, máxime frente a iniciativas de crecimiento económico altamente demandantes del líquido. Para mejorar la gobernación y coadyuvar al aprovechamiento adecuado del recurso hídrico se plantea una reforma institucional por vía de una política que comprenda tres grandes acciones: (1) revisar y deslindar responsabilidades, y aplicar la ley, sobre omisiones o procedimientos irregulares de agentes encargados; (2) impulsar una renovación jurídico-administrativa que dé cabida a la pluralidad de voces y privilegie la perspectiva pública del aprovechamiento; y (3) generar un modelo educativo de acción proclive a la convergencia de intereses en torno al objetivo del mejor aprovechamiento.

Palabras clave: estado de derecho, agua, Mexicali, Constellation Brands.

Abstract

This research investigates the relevance of the Rule of Law in the governance of water in Mexico. Taking a highly relevant though multifaceted idea –Rule of Law– as a framework for analysis, a survey and descriptive statistics approach is used to study a problem triggered by inadequate decision-making on the use of the liquid: The project to

install a brewery plant in the Mexicali Valley, in the state of Baja California. The results indicate that the Rule of Law encounters obstacles to its realization, since basic conditions for its existence are unfulfilled, prevailing processes of exclusion from access to its enjoyment for broad social sectors; In this situation, the avoidance of legality weakens the expected institutionality in a democratic society. They also reveal the negative effect produced by the rationality of dominant usage; especially, in the face of economic growth initiatives that are highly demanding of the liquid. In order to improve governance and contribute to the better use of water resources, an institutional reform is proposed through a policy that includes three major actions: (1) review and determine responsibilities, and apply the law, on omissions or irregular procedures of officials in charge; (2) promote a legal-administrative renewal that accommodates the plurality of voices and privileges the public perspective of adequate use; and (3) generate an educational model of public action prone to the convergence of interests around the objective of better use.

Keywords: Rule of law, water, Mexicali, Constellation Brands.

Recibido: 11/02/2022

Aceptado: 12/07/2022

Publicado Online: 18/07/2022

Introducción

En México, la gobernación del agua enfrenta el desafío de un uso inadecuado, que amenaza la viabilidad del recurso y detona la inquietud social. Las razones son varias: por una parte, la distribución del líquido es dispar, pues mientras que en las regiones sur y sureste las reservas son aceptables, en el centro y el norte hay escasez; en ello incide la circunstancia climática, pues alrededor del 51 % del territorio es semiárido, árido, o sumamente árido (Semarnat, 1993; UNESCO, 2010). Por otra parte, si bien en las áreas húmedas o subhúmedas la disponibilidad natural llega a superar los 15 000 m³/hab/año, en las áridas o semiáridas la cifra oscila en torno a 1 000 m³/hab/año; en tanto, un promedio nacional de 3 660 m³/hab/año significa condición baja según indicadores internacionales (Breña & Breña, 2007; Semarnat, 2017). A lo anterior se adicionan normas jurídicas y organizaciones burocráticas en acomodo frecuente que inciden en diferentes órdenes de gobierno, también denuncias de desempeños inadecuados por parte de servidores públicos y fenómenos de acaparamiento del líquido por parte de sectores influyentes.

Los factores descritos han obstruido una gobernación que asegure el mejor aprovechamiento del recurso. Se documentan casos donde una racionalidad de abuso provoca deterioro de fuentes superficiales y subterráneas, y raya en la controversia o el declarado conflicto; es así que mientras empresas mineras, papeleras, refresqueras o cerveceras gozan de cabal salud, productores con menor influjo y comunidades

enteras padecen exclusiones y expoliaciones (Montes *et al.*, 2021). La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) ha señalado que la escasez y contaminación de las aguas demandan respuesta urgente, no solo por su magnitud sino porque trascienden los aspectos físicos y biológicos, afectando la salud, la seguridad alimentaria y la economía (Semarnat, 2015a). En un escenario donde las ganancias quedan en pocas manos y donde las comunidades pobres y la naturaleza son los sempiternos perdedores es impensable un uso del hídrico que no amenace su viabilidad ni genere desasosiego.

La arena institucional es fuente de explicación de la problemática; la inconsistencia de los referentes normativos y la débil capacidad estatal para enfrentar prácticas irregulares dan cuenta de ello. La búsqueda de soluciones encamina hacia un aspecto estructural: la solidez del estado de derecho. Debe cuestionarse la viabilidad de las normas y las instancias burocráticas con base en la respuesta que reciben de los actores económicos, sociales y políticos. Puede afirmarse, a manera de hipótesis, que en la utilización del agua se prioriza el lucro con el consecuente menoscabo del interés general y el deterioro del recurso, por lo que es necesaria una reforma orientada por una política de mejor uso y conciliación entre sectores diversos.

Este artículo tiene el objetivo de averiguar la relevancia del estado de derecho en la gobernación del agua. Se parte de reconocer sus fundamentos teóricos y conceptuales; enseguida, mediante una metodología de encuesta y estadística descriptiva, dichos fundamentos se confrontan con la controversia suscitada por la pretendida instalación de una planta productora de cerveza en el valle de Mexicali, Baja California,

por parte de la empresa Constellation Brands, que tuvo el beneplácito de las autoridades mas no de la comunidad; esto último fue factor para que luego de una consulta pública, el gobierno federal decidiera cancelar el proyecto. Luego de una discusión de los resultados se sugieren, a manera de conclusiones, alternativas de gobernación a la luz de una política de mejor aprovechamiento. Es pertinente aclarar que aquí se utiliza el término “gobernación” y no “gobernanza”; ello, porque el primero hace referencia a un proceso: el ejercicio del poder, en tanto que el segundo refiere a una manera determinada de gobernar. El término “gobernabilidad”, por su parte, remite a la capacidad del ente gobernante para hacer uso de su autoridad (Solà, 2000; Vallespín, 2000; Aguilar, 2003; Prats-i-Català, 2005).

Estado de derecho

Estado de derecho (Edd) es un principio fundamental de la gobernación de una asociación humana y una condición esencial para la gobernabilidad democrática; se trata de un concepto abstracto y multifacético evocado en diversos ámbitos, aunque con claridad insuficiente (Tamanaha, 2007; Márquez, 2008). En materia ambiental, es factor para la vigilancia ecosistémica, aunque el apego a sus postulados ha sido insatisfactorio.

El Edd es un principio de gobierno según el cual todas las personas, instituciones y entidades públicas y privadas, incluido el propio Estado, están sometidas a leyes; implica que tanto actores gubernamentales

como ciudadanos están obligados por la norma jurídica positiva y actúan en congruencia (ONU, 2004; Tamanaha, 2007). Para la organización World Justice Project (WJP) se trata de un sistema durable de normas, instituciones y compromiso comunitario que determinan la gobernación de una sociedad (WJP, 2021a; WJP, 2021b). Stein (2009) lo precisa como un conjunto de ideas fundamentales aplicables por igual a todos, respetando y promoviendo la dignidad, la certidumbre legal y los derechos humanos, siempre bajo la actuación de un poder judicial independiente. Otros agregan que significa el sometimiento del ejercicio gubernamental a la ley, al control judicial de las decisiones y la responsabilidad por los actos realizados; que se trata de una reivindicación de derechos y libertades fundamentales de los ciudadanos (Ruiz-Rodríguez, 2014; Rodríguez, 2016).

En suma, Edd es un principio de gobernación o ejercicio del poder de un sistema social según el cual todas las personas y entidades están obligadas por la ley y proceden en conformidad. Se le reconocen dos propósitos o funciones esenciales (Tamanaha, 2007): imponer limitaciones legales a los oficiales gubernamentales, sea requiriéndoles cumplir con las normas jurídicas existentes, o imponiendo límites al poder del hacedor de leyes (regularmente el legislador); y mantener el orden, el comportamiento y las transacciones ordenadas entre los ciudadanos.

La existencia del Edd es factible mediante seis condiciones: (1) separación de poderes efectiva; (2) transparencia procesal y legal en los asuntos de interés público para que nada quede a trato discrecional; (3) rendición de cuentas de los actos u omisiones tanto de representantes públicos como privados; (4) participación de la ciudadanía, con voz e

incidencia en la construcción de las normas; (5) mecanismos para hacer cumplir el marco legal cuando sea transgredido; y (6) posibilidad de cumplir los requerimientos legales impuestos. Pero aun cuando las condiciones descritas estén dadas, el éxito no está garantizado, depende de que las instancias a cargo de su puesta en marcha respondan a cuatro imperativos, esto es, que las normas jurídicas: (1) se promulguen públicamente; (2) se hagan cumplir sin distingos en un ánimo de equidad (dado que existe igualdad); (3) sean previsibles, es decir, que se establezcan de antemano; y (4) se apliquen con independencia (ONU, 2004; Tamanaha, 2007; Tamanaha, 2012; Bingham, 2010; Ruiz-Rodríguez, 2014; UN, 2015; Rodríguez, 2016; Yadav, 2017; WJP, 2021a; WJP, 2021b).

En definitiva, Edd es un postulado fundamental de ejercicio de poder donde todos los miembros del Estado, incluido su brazo operador –el gobierno y en general el sector público—, están limitados por, y sometidos a, leyes. Por tanto, depende de contextos específicos; su consolidación se determina por el apego de una sociedad a los preceptos que le dan sentido, y el gobierno es actor principal para su logro. Cabe abundar en que los gobiernos han sido criticados por su mermada capacidad o falta de compromiso para resolver los problemas que interesan a las mayorías (Donolo, 1999; Peters & Pierre, 2005); tal distanciamiento con la base social ha significado el rechazo de la posibilidad de construir una gobernabilidad democrática. Recientemente, no obstante, se atisban cambios, pues el creciente deseo de diversos sectores por participar en los asuntos públicos ha detonado que los gobiernos nacionales admitan

formas distintas de ejercer el poder, proclives a un trato justo e inclusivo (Cano, 2008).

La expectativa de la participación ciudadana en la toma de decisiones obliga a replantear el andamiaje institucional. Una reforma que contemple un ejercicio distinto tanto de derechos como de obligaciones compele a revalorar el Edd, pues una gobernación democrática ocurre si y solo si se está dentro de sus límites, que garantizan la permanencia del Estado y la viabilidad de la propia sociedad; en el caso opuesto se corre el riesgo de derivar en el Estado fallido (Tedesco, 2007; Zinecker, 2011).

Estado de derecho y medioambiente: el caso del agua

El primer Informe global del estado de derecho en materia ambiental de Naciones Unidas (IGEdMA) destaca la importancia del Edd cuando subraya que, pese al crecimiento prolífico en leyes y agencias ambientales en el mundo durante las últimas décadas, las amenazas ambientales se exacerban por su aplicación débil. Agrega que aun habiéndose incrementado 38 veces las leyes ambientales en el mundo desde 1972, el echarlas a andar y hacerlas cumplir es un gran desafío, y ha advertido que si no se fortalece el Edd, las reglas fracasarán y el derecho humano a un ambiente sano no se cumplirá (UNEP, 2019).

Al enfatizar que el Edd se vincula con las 17 Metas del Desarrollo Sostenible, el IGEdMA torna más preocupante la situación y urge a su

cumplimiento cabal. Ciertamente, la observación no es nueva, ha estado en el pensamiento de quienes refutan la presunta dualidad entre ambiente y crecimiento económico, y proponen un marco institucional que nivele ambos intereses (Panayotou, 1994; Ramesh, 2010; Brunner, 2010). La necesidad de explorar esa tercera vía surge porque el Edd es condición *sine qua non* para la preservación y conservación de los sistemas sociales y naturales.

Puede argüirse que circunscribir el logro de la mejora social y natural al respeto del Edd es incurrir en un reduccionismo incongruente con la complejidad de los problemas. Empero, la crítica es válida si la visión se restringe a la premisa de “aplicación de la ley y mantenimiento del orden”. Por el contrario, bajo una visión amplia, su importancia en la solución de los problemas es patente. Tal es la posición del IGEdDMA al plantear la presencia del Edd en las metas del desarrollo sostenible; en similar sentido se pronuncia el World Justice Program al incorporar en sus análisis características como “ausencia de corrupción”, “derechos fundamentales” y “gobierno abierto” (WJP, 2021b).

En el caso del agua, puede afirmarse que la Conferencia Internacional de Agua y Ambiente de Dublín de 1992 marcó un hito en la percepción del líquido, al subrayar la importancia de su aprovechamiento integrado; no obstante, originó una inacabada discusión, al privilegiar su consideración como bien económico, argumentando que el derecho humano de acceso a sanidad y agua limpia debe acompañarse de asignar precios asequibles, pues no hacerlo deriva en desperdicio y usos dañinos (ICWE, 1992).

De manera subsecuente, en diversos foros se buscó enmendar o al menos matizar la propuesta de la conferencia realizada en Dublín (UN, 1992; UN, 2002a; UN, 2010), llegando a juzgarse al agua como un elemento que no debe verse en términos de ganancia únicamente. En los hechos, no obstante, la idea de “gestión integrada” ha mantenido una interpretación ambigua (Biswas, 2004; Ruiz-Ortega, 2015). Precisamente por una diversidad de concepciones en torno al recurso, se ha afirmado que la competencia por el agua puede derivar en conflictos graves, pero también puede generar cooperación (Commission for Water Sustainability, 2001; UN, 2002b). Tales perspectivas evocan la dualidad crecimiento económico *versus* ambiente; sin embargo, si se considera que nadie puede estar en desacuerdo con que la preservación de ríos y lagos hace posible el desarrollo sostenible, y que la actividad productiva detona generación de empleos y mejoras en el nivel de vida (Ramesh, 2010), la dualidad no justifica el estado de cosas; circunscribirse a ello es erróneo, pues distrae la atención de lo que es básicamente un asunto político e institucional: de gobernación (Brunner, 2010). Panayotou confirma que en la existencia de problemas ambientales subyace una cuestión de gobernación, al señalar que el Estado debe instituir las reglas del juego que alienten la competencia para que los mercados funcionen, promuevan una conciencia ecológica que abone a la conservación de los recursos y garanticen la convivencia (Panayotou, 1994).

El hecho de incorporar al debate las ideas de gobernación, conciencia ecológica y acuerdos de convivencia subraya la importancia del Edd en la meta de alcanzar la conciliación social y el uso adecuado del agua. Solo la presencia de un Estado conformado por instituciones sólidas,

capaces de cumplir y hacer cumplir reglas que respeten y armonicen los diversos intereses sociales es capaz de garantizar ese propósito.

Materiales y métodos

La aproximación teórica al Edd y el tema ambiental se confronta con la evidencia empírica del proyecto de instalación de una planta cervecera en el valle de Mexicali, Baja California, y la consecuente explotación del agua, con una metodología de carácter cualitativo y cuantitativo. Un sondeo abierto entre residentes de Mexicali y otros lugares de esa entidad permitió conocer su posición en torno al asunto y contar con su evaluación sobre la prevalencia del Edd y el compromiso de la autoridad para cumplirlo.

La recogida de datos se efectuó en noviembre y diciembre de 2021 por vía de un cuestionario en línea construido en la plataforma Google Forms, enviada a personas representantes de los sectores social, privado y público, a quienes, a su vez, se solicitó que lo compartieran con otros potenciales respondedores. El único requisito fue que hubiesen tenido injerencia/interés en el asunto. El número total de envíos fue de 25, aunque con los reenvíos se estima que se logró contactar a poco más de 100 personas. La respuesta no fue copiosa ($n = 33$), por lo que los datos recabados solo reflejan una panorámica del estado de cosas, misma que se sintetizó con estadística descriptiva. El trabajo cartográfico se

desarrolló con el programa QGIS, en tanto que la elaboración de gráficos con el programa LibreOffice.

Resultados

Con una superficie de aproximadamente 3 709 km₂, valle de Mexicali se localiza en la parte oriental de Baja California, en las coordenadas 32° 43' 12" N, -114° 43' 12" W, 32° 39' 03" N, -115° 40' 27" W, y 31° 59' 30" N, -115° 03' 24" W (Figura 1). Se caracteriza por un clima extremo semiárido y escasas lluvias durante el año, con precipitación normal anual de alrededor de 98 mm (Conagua, 2018). Pertenece a la Región Hidrológica Río Colorado, en la Región Hidrológico Administrativa I (Conagua, 2014; Semarnat, 2015b).

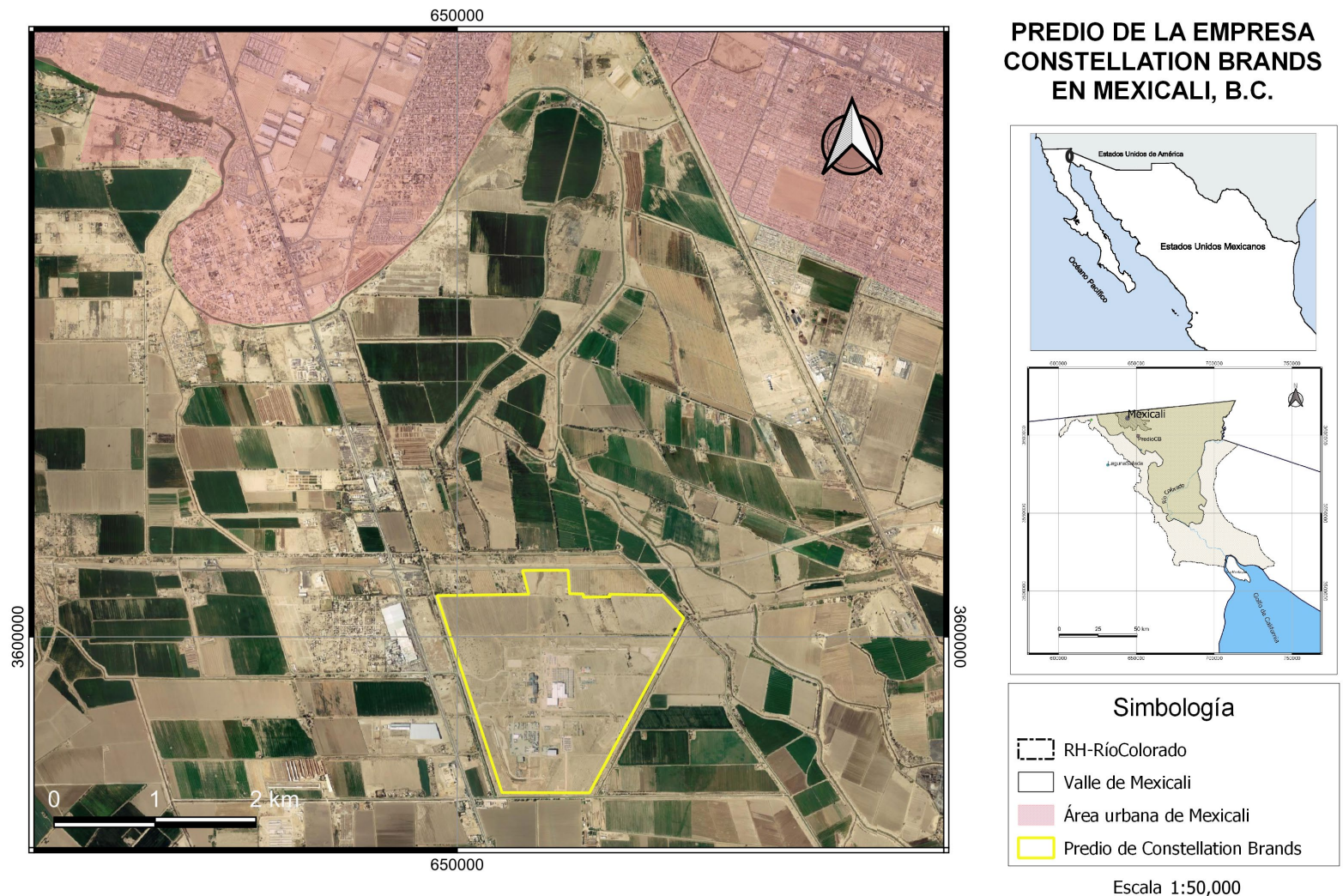


Figura 1. Valle de Mexicali, en Baja California, y ubicación del predio de la empresa Constellation Brands.

La disponibilidad natural media per cápita de aproximadamente 1.3 miles de m^3 /hab/año lo ubica en un grado crítico (Breña & Breña, 2007). En el valle residen poco más de 885 mil habitantes o el 83.04% del total municipal (Coplade, 2018), por lo que la disponibilidad de agua es

prioritaria; en tanto que la agricultura, principal actividad económica, incide de forma negativa en al menos tres aspectos: impactos en los suelos, merma en la calidad del líquido y sobreexplotación del acuífero al grado de la salinización (Pérez & Sánchez, 1983; Cortez, 2020). El deterioro del ecosistema se agrava al sumar actividades industriales que consumen grandes cantidades de agua (Pérez & Sánchez, 1983; Cortez, 2019).

Proyecto cervecero de Constellation Brands

En enero de 2016, la empresa transnacional Constellation Brands (CB) inició la construcción de una planta cervecera al sur de la ciudad de Mexicali, como se aprecia en la Figura 1. Contó con el apoyo de las autoridades locales, pero no con la aceptación de la comunidad, por lo que la inconformidad manó de inmediato y más al saberse que el agua que se ocuparía —20 000 000 m³ al año al alcanzar la planta su madurez— superaría el consumo de la industrias instaladas en Mexicali y Tijuana juntas (Gallardo, 2020; El Financiero, 2020), y que sería entregada por el organismo operador de Mexicali.

En 2018, ciudadanos solicitaron al instituto electoral del estado realizar un plebiscito sobre la autorización en materia ambiental de la edificación y funcionamiento de la cervecera; pero, la petición fue rechazada bajo el alegato de ser intrascendente para la vida pública (IEEBC, 2019). El negar a los ciudadanos la posibilidad de conocer y el derecho participación se consideró una falta al orden jurídico.

Asociaciones como Mexicali Resiste, Baja California Resiste, Mexicali Consciente, Célula 686 y Colectivo Estatal Plebiscito por el Agua de Baja California denunciaron que la cervecera dañaría el ecosistema y la disponibilidad del líquido sin beneficiar a la población. Un estudio técnico reveló inconsistencias y vaguedades en los datos de la manifestación de impacto ambiental presentada por la empresa (Cortez, 2019; Cortez, 2020).

Inicialmente, funcionarios federales coincidieron con estatales y anunciaron su beneplácito a CB: en enero de 2020, la Semarnat y la Comisión Nacional del Agua (Conagua) consideraron viable su operación. A la sazón, la empresa informó de un avance del 70 % en los primeros cuatro años, un ejercicio de US\$1 400 000 000, y una importante generación de empleos (Arellano, 2020; El Financiero, 2020). Posteriormente, de cara al rechazo social, la Semarnat prometió revisar el asunto (Gallardo, 2020). En marzo, el presidente de la república informó sobre la realización de una consulta pública a cargo de la Secretaría de Gobernación para recoger la opinión general y tomar una decisión definitiva (Cervantes, 2020a). De un total de 36 781 votantes, el 76.1 % rechazó la cervecera; por tanto, la Conagua ya no le entregaría permisos (El Financiero, 2020); con el interés de no afectar a la empresa, el gobierno federal le planteó la opción de reubicarse en el sureste del país.

Pese a la resolución, la autoridad bajacaliforniana declaró que buscaría otras fuentes hídricas para ofrecerlas a CB (Cervantes, 2020b). En agosto de 2020, la federación reiteró su posición: la planta no se construirá en el valle porque así lo decidió la gente (Forbes, 2020). Al

iniciar diciembre de 2021, la empresa anunció que se instalaría en el estado de Veracruz (Morales, 2021).

Posicionamiento social en torno al proyecto

En la Tabla 1 se muestra el perfil de quienes respondieron el cuestionario. La mayoría afirmó no haber tenido algún papel en el asunto (personas que vivían en otros sitios o que desempeñaron algún papel que prefirieron no declarar); en segundo término quedaron quienes solamente reconocieron su pertenencia a la comunidad. La representación de otras participaciones fue considerablemente menor.

Tabla 1. Papeles de los actores en el caso Constellation Brands (representatividad porcentual).

Papel desempeñado	Porcentaje (%)
Miembro de la comunidad	33.3
Representante de la comunidad	2.8
Productor agrícola	2.8
Asesor académico	5.6
Observadora académica	5.6
Asesor de grupos sociales	2.8
Ninguno	47.2
Total	100.0

En cuanto a la posición de los respondedores respecto a la instalación de la cervecera, en la Tabla 2 se muestra que la mayoría se opuso; otros manifestaron no haber estado ni en favor ni en contra; otros más aseveraron haber estado a favor, en tanto que un último sector señaló desconocimiento del caso.

Tabla 2. Posiciones de los actores acerca del proyecto de la cervecera (representatividad porcentual).

Posición	Porcentaje (%)
En favor	12.1
En contra	66.7
Ni en favor ni en contra	18.2
No lo conocía	3.0
Total	100.0

En la Figura 2 se muestra la apreciación sobre los sectores que se beneficiaron con la cancelación; fueron preponderantes la ciudadanía en general y aquellos abiertamente opuestos al proyecto, si bien el sector de los productores agrícolas también aparece en posición relevante. Industriales, comerciantes y políticos inclusive ocupan posiciones menores.

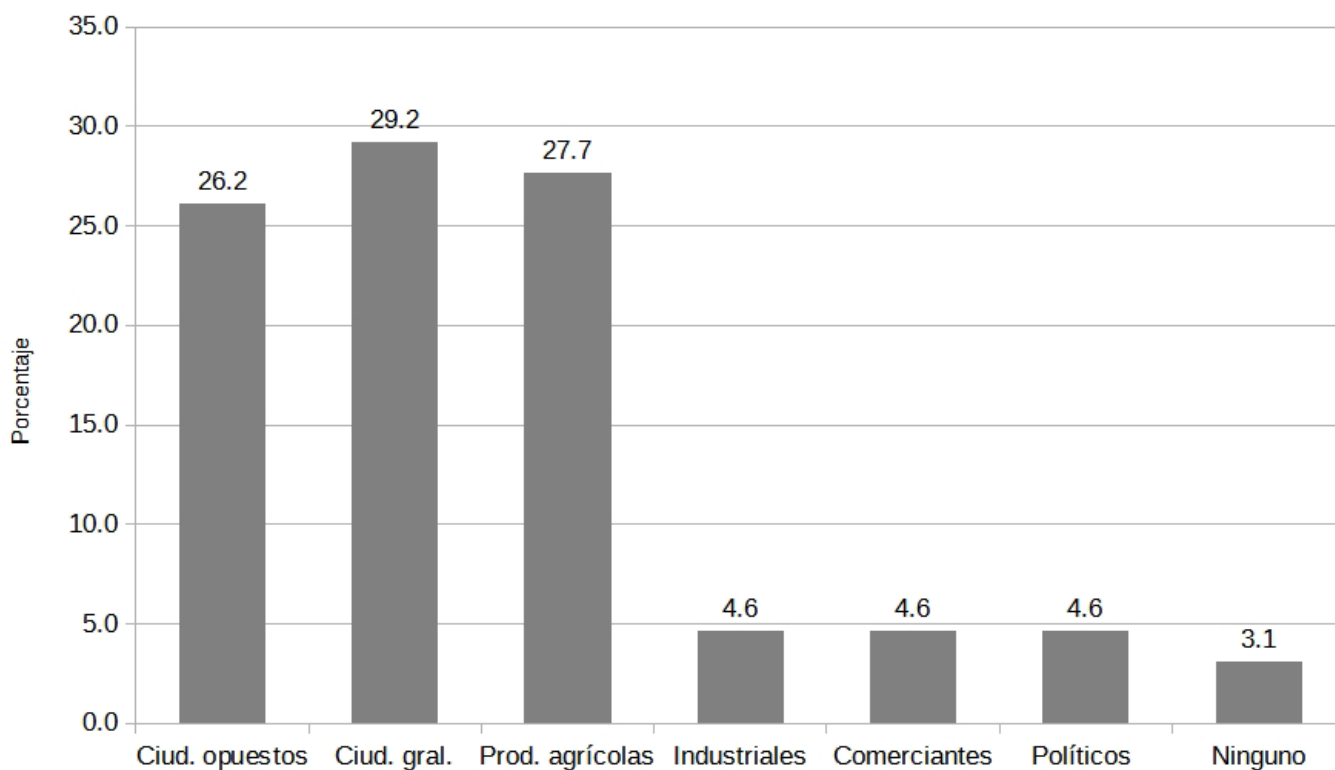


Figura 2. Sectores beneficiados con la cancelación del proyecto.

Los encuestados también fueron cuestionados sobre el papel del gobierno federal en el resultado de la controversia suscitada, así como acerca de las posibles repercusiones sobre la cancelación del proyecto. Respecto al primer aspecto, casi el 70 % coincidió en que la intervención federal fue determinante, mientras que sobre el segundo aspecto poco más del 60 % consideró que la cancelación no acarrearía efectos en la economía de la región.

Evaluaciones sobre la prevalencia del Edd

En la Figura 3 se presentan las evaluaciones de cada condición para la existencia del Edd según la posición de los actores. En conformidad con los valores promedio, cuatro características poseen notas reprobatorias (Separación de poderes = 4.61, Transparencia = 4.22, Rendición de cuentas del sector público = 4.4 y Participación ciudadana = 5.83) y solo la condición de Mecanismo para cumplir la ley tiene un valor arriba de 7.0. En lo particular, de acuerdo con la posición hacia el proyecto, es notable que el grupo que manifestó desconocerlo evaluó con calificación de 0.0 las características de Rendición de cuentas del sector público, Transparencia y Separación de poderes; asimismo, que el grupo en favor evaluó en forma positiva la condición de Mecanismo para cumplir la ley (8.25), así como la condición de Rendición de cuentas del sector privado (8.0), mas no la del sector público (5.25).

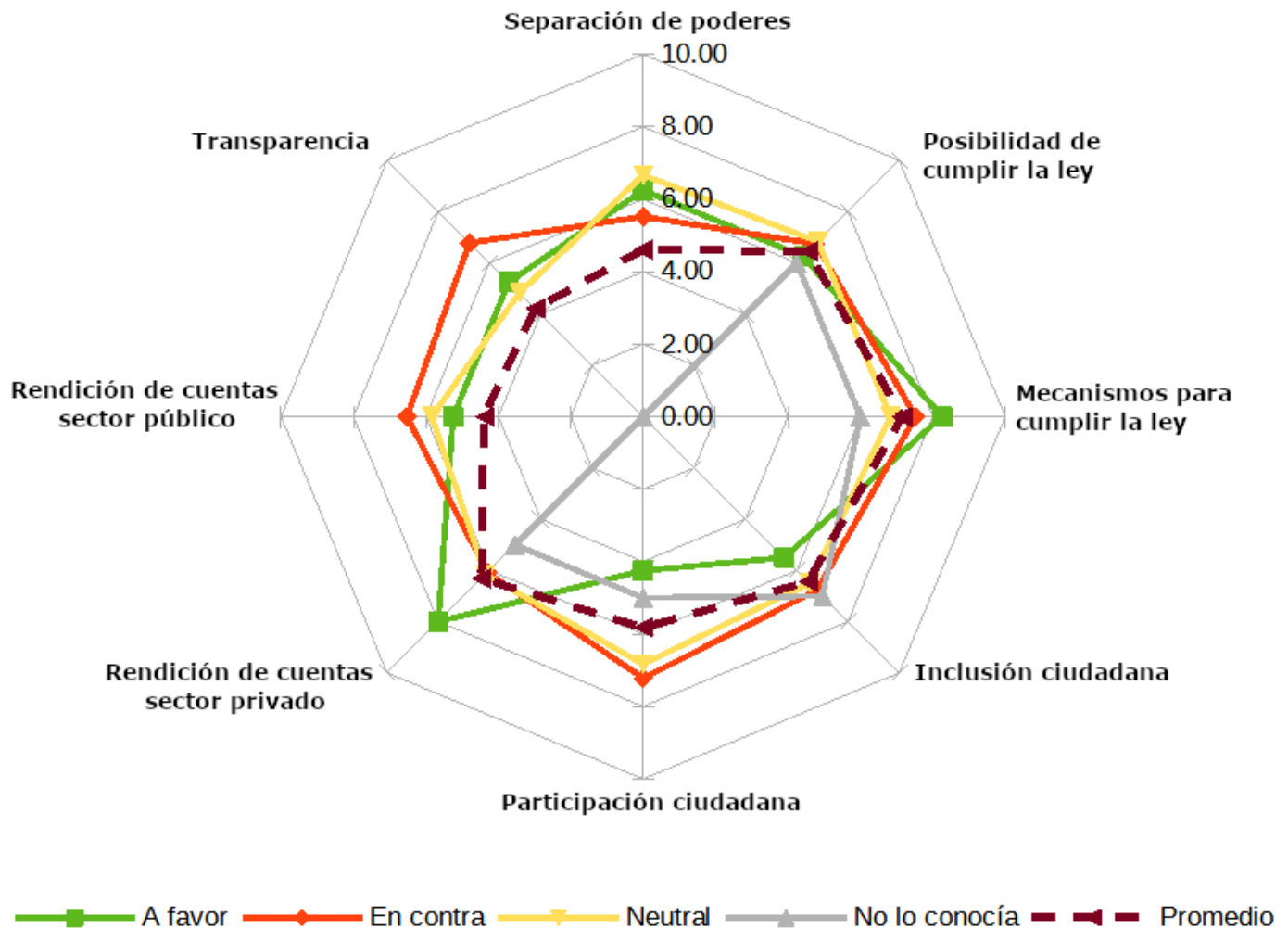


Figura 3. Evaluación de rubros específicos de las condiciones del estado de derecho, según posición de los actores respecto al proyecto.

En la Figura 4 se muestra la evaluación del acatamiento de cada compromiso del Edd por parte de la autoridad, según lo posición de los encuestados. En los cuatro rubros, la evaluación promedio fue

reprobatoria (valores entre 4.88 y 5.34), lo que señala una apreciación desfavorable del desempeño de la autoridad. Desde las posiciones específicas, quienes declararon desconocer el proyecto dieron las notas más bajas; por su parte, los sectores en favor y en contra presentaron evaluaciones preponderantemente arriba del promedio, aunque la cifra más alta apenas fue de 6.6. Es destacable que el sector en favor del proyecto evaluó con una nota aprobatoria únicamente la variable Publicidad de la ley.

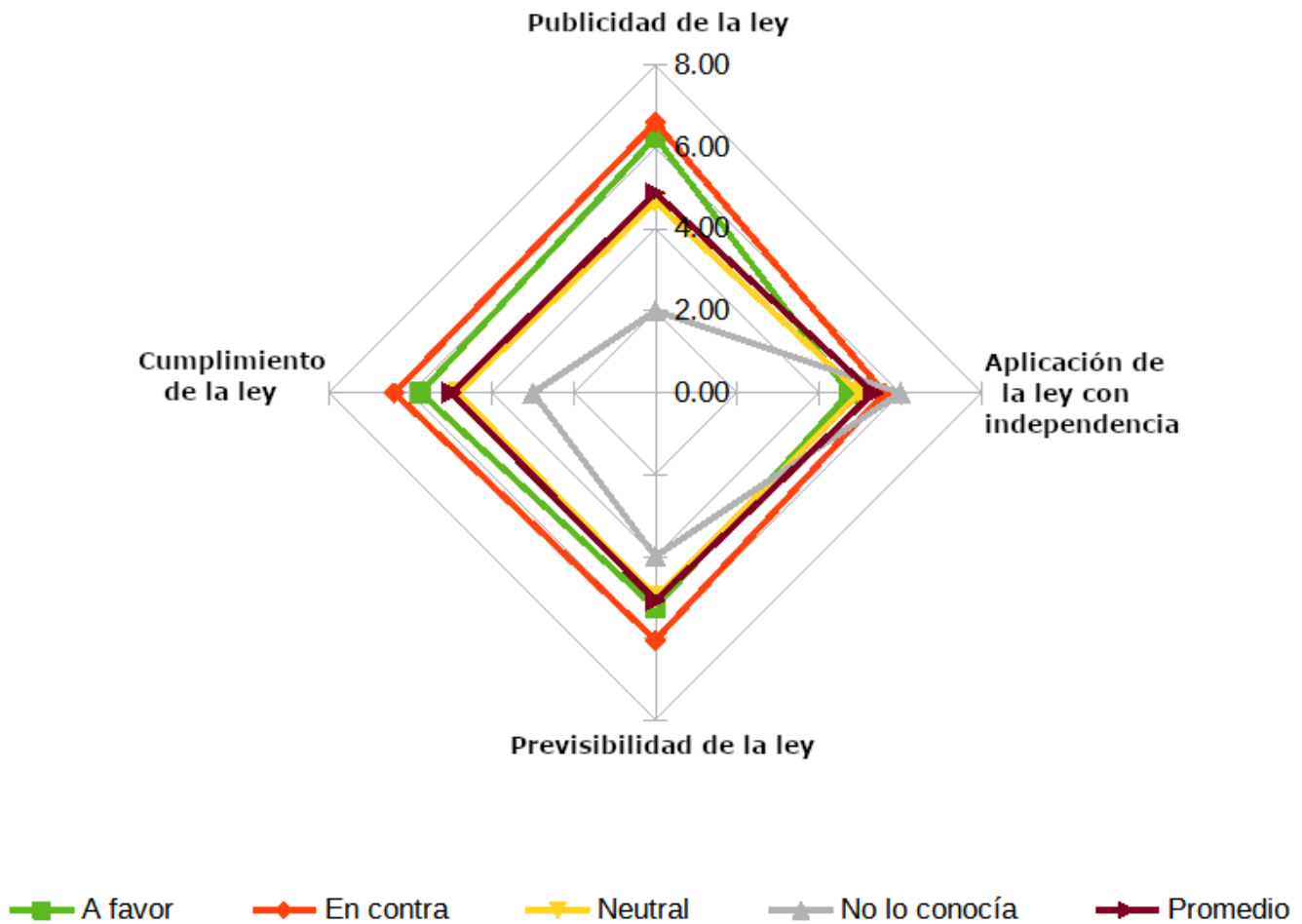


Figura 4. Evaluación de rubros específicos del cumplimiento de compromisos por la autoridad, según la posición de los respondedores hacia el proyecto.

Discusión

La escasa respuesta ciudadana a la encuesta realizada puede atribuirse al tiempo transcurrido desde la cancelación del proyecto, pues pese a la incertidumbre acerca de si la resolución se acataría o no, dejó de ser motivo de discusión en medios y, con ello, mermó el interés; no obstante, los datos recabados se aproximan a la realidad. Aunque una buena proporción de ciudadanos se identificó como miembro de la comunidad, a la pregunta sobre el papel desempeñado en la controversia, la respuesta fue “ninguno”; esto puede deberse a una negación a identificarse como participantes activos (posibilidad que se fortalece al constatar que la mayoría de encuestados rechazó el proyecto). En cualquier caso, no puede obviarse la confianza (o desconfianza) que la indagación misma haya generado, pues no se duda que gran número de encuestas y/o entrevistas previas alteraron la cotidianidad de la ciudadanía y produjeron escepticismo sobre el empleo de sus respuestas.

Los ciudadanos reconocieron que sin la intervención del gobierno federal actual, el resultado hubiese sido otro, pues tanto el gobierno estatal como el municipal estuvieron indefectiblemente del lado de la cervecera. En adición, la seguridad acerca de inexistencia de repercusiones en la economía regional por la cancelación revela una añeja tradición agrícola e industrial en Mexicali; esto sustenta la idea de que el sector económico beneficiado por el desenlace fue precisamente el de los productores agrícolas.

La información aportada advierte que los hechos no abonan a condiciones óptimas para la existencia del Edd. La apreciación desfavorable del desempeño gubernamental es comprensible: por un lado, ciudadanos y organizaciones civiles opuestos al proyecto fueron marginados a lo largo del proceso decisorio; por el otro, quienes estuvieron en favor indudablemente manifestaron su decepción de las autoridades por el resultado (se recuerda que desde 2016 hasta 2020 instancias federales coincidieron con las estatales en promover la instalación de la cervecera). De ahí que los aspectos de previsibilidad, cumplimiento y aplicación de la ley con independencia hayan tenido evaluaciones negativas.

La discrepancia entre la expectativa de presencia y manejo en el largo plazo del recurso hídrico y las iniciativas de crecimiento económico es evidente; el caso exhibe una práctica inadecuada de apropiación del agua para rédito privado, que no repara en el perjuicio para las mayorías. Quizás a los ojos de los empresarios y funcionarios involucrados el cumplimiento de las leyes y los ordenamientos en el contexto del respeto a los derechos humanos y la naturaleza constituya un obstáculo para el progreso, pero es difícil concebir una mejora a las condiciones de vida cuando principios esenciales del Edd son soslayados.

Uno de los mayores obstáculos para el éxito del Edd es la contrastante realidad sobre la superioridad de la ley, porque su satisfacción implica el sometimiento del mismísimo estado al derecho y eso es tarea pendiente. Márquez (2008: 228-229) afirma que en el país "las leyes se incumplen a todos niveles e incluso por las propias autoridades [y] los gobernados al igual procuran no cumplir con todas sus

obligaciones ciudadanas", y agrega que la voluntad política de los actores y el propio sistema político entorpecen el propósito. Al interior de los poderes formales tanto en el orden federal como el estatal existen obstáculos para modificar el *statu quo*, pues por años el objetivo del lucro ha estado por delante de cualquier otra pretensión.

Conclusiones

La gobernación del agua en México es insatisfactoria. Ello se debe a su distribución desigual y acceso difícil, normas y burocracias en acomodo frecuente en diferentes órdenes de gobierno, desempeños deficientes e irregulares por parte de servidores públicos, y maniobras de acaparamiento por parte de sectores influyentes. Dichos factores permean el quehacer institucional y promueven un debilitamiento del Edd, al producir condiciones legales favorables a grupos influyentes. En ese sentido, la mirada ha de ponerse en la disyuntiva de acatar o desacatar las normas positivas que rigen el comportamiento.

El estudio del proyecto de Constellation Brands ilustra la racionalidad dominante del uso de los recursos hídricos que se alinea a objetivos económicos, y evade responder a las demandas sociales y a la mejora de los sistemas hídricos. Revela que se incumplen los requerimientos de separación de poderes, transparencia, rendición de cuentas y participación ciudadana, así como mecanismos que hagan cumplir las reglas y la posibilidad efectiva de cumplirlas, tal como han

prescrito diversas autoridades (ONU, 2004; Tamanaha, 2007; Tamanaha, 2012; Bingham, 2010; Ruiz-Rodríguez, 2014; UN, 2015; Rodríguez, 2016; Yadav, 2017; WJP, 2021a; WJP, 2021b). En esa tesitura, prevalecen procesos de exclusión de amplios sectores. Aun cuando la encuesta aplicada no permite arrojar conclusiones con sustento sólido, el análisis ofrece pistas sobre el efecto que la gestión inadecuada del agua produce en el Edd y que, paradójicamente, la retroalimenta; el soslayo de la legalidad permea y debilita la institucionalidad de una sociedad democrática. Frente a la gestión actual, existe poco margen para hablar de un Edd que armonice intereses económicos, sociales y ambientales. El caso CB ilustra una realidad que ocurre en otras geografías de manera análoga. Baste con citar el ejemplo más actual: la crisis de escasez de agua en Monterrey, Nuevo León, y su área metropolitana, donde la ciudadanía padece una situación que ha llegado a la crispación social, en tanto empresas que consumen grandes cantidades del vital líquido para sus procesos industriales continúan trabajando con normalidad. Se afirma que su poder oligopólico ha de determinar el destino del recurso, y que existe el riesgo de que controlen el agua para consumo humano (Corrales, 2020). Es factible que, tal como sucedió con CB, solamente con la intervención del gobierno federal pueda asomarse una solución.

La afirmación de que la problemática estriba en la fragilidad del estado de derecho llama a reconocer deficiencias en preceptos jurídicos y oficinas formales que han solapado excesos, deterioro de los ecosistemas, y menoscabo del bienestar de la sociedad. La reforma es factible mediante una política que contemple una estrategia de tres acciones: limpieza, reconstrucción y sostenibilidad efectiva. La primera, a realizarse en el

corto plazo, cubriría la revisión/auditoría de contratos, concesiones y permisos para la explotación de recursos hídricos, obsequiados a entes públicos y privados, así como el fincamiento de responsabilidades a los oficiales que han faltado a la honestidad en el servicio público. La crisis ambiental existente obliga a enmendar el camino resarcido una asignatura pendiente: la aplicación efectiva de la norma positiva. La acción de mediano plazo —reconstrucción— atiende tres propósitos: (1) revisar/modificar las normas federales y locales en materia de agua y saneamiento, privilegiando la perspectiva pública de la utilización, y actualizar las directivas de coordinación de las diversas dependencias oficiales; (2) verificar los procesos de vinculación gobierno-empresa; y (3) optimizar mecanismos de resolución de disputas. Finalmente, en el largo plazo una tercera acción —sostenibilidad efectiva— ha de enfocarse a producir un arquetipo educativo de acción pública que satisfaga el propósito de la integración (social, ecológica, económica), en función de los contextos inherentes al territorio nacional, y a generar mecanismos de diálogo permanente entre sociedad y gobierno, tendientes a armonizar los objetivos del crecimiento económico y protección de los recursos hídricos. No se obvia considerar que el cumplimiento de esos preceptos, y el logro de un uso equilibrado y duradero del agua dependen de voluntad política al más alto nivel, y que las instancias responsables actúen en congruencia con los mandamientos legales a los que están obligadas en un entorno de equidad, certeza e independencia.

Al cierre se mencionan posibles limitaciones de esta investigación, que se suman a la poca respuesta que tuvo la encuesta realizada: por un lado, la confianza o desconfianza de los encuestados; por el otro, el riesgo

de sobredimensionar detalles específicos al recurrir a la metodología de estudios de casos; si bien, en descargo, la misma ofrece la ventaja de profundizar en el conocimiento de aspectos relevantes. Para superar esos imponderables es pertinente que en futuras investigaciones se diseñen encuestas que garanticen el involucramiento de un número mayor de actores, así como realizar análisis cuantitativos complementarios. No se obvia mencionar la necesidad de llevar a cabo estudios comparativos que enriquezcan la indagación.

Referencias

- Aguilar, L. F. (2003). La nueva gobernación. *Republicana Política y Sociedad*, año 2(3), 9-22.
- Arellano, L. (2020). Viable, operación de Constellation Brands en Mexicali: Semarnat. *La Jornada Baja California*. Recuperado de <https://rb.gy/oewcu>
- Bingham, T. (2010). *The rule of law*. London, UK: Penguin Books.
- Biswas, A. (2004). Integrated water resources management: A reassessment. *Water International*, 29(2), 248-256. DOI: 10.1080/02508060408691775
- Breña, A., & Breña, J. (2007). Disponibilidad de agua en el futuro de México. *Ciencia*, julio-septiembre, 64-71. Recuperado de https://www.amc.edu.mx/revistaciencia/images/revista/58_3/PDF/09-550.pdf
- Brunner, J. (2010). *Conservation vs. development: What are we talking about?* IUCN. Recuperado de <https://rb.gy/h4kto4>

- Cano, L. (2008). La participación ciudadana en las políticas públicas de lucha contra la corrupción: respondiendo a la lógica de gobernanza. *Estudios Políticos*, 33, 147-177.
- Cervantes, J. (2020a). Acarreo, compra de votos y casillas reventadas en consulta sobre cervecera de Mexicali. *Proceso*, 21 de marzo. Recuperado de <https://www.proceso.com.mx/nacional/estados/2020/3/21/acarreo-compra-de-votos-casillas-reventadas-en-consulta-sobre-cervecera-de-mexicali-240222.html>
- Cervantes, J. (2020b). Mediante pozos de agua, Constellation Brands busca quedarse en Mexicali. *Proceso*. Recuperado de <https://www.proceso.com.mx/nacional/estados/2020/7/3/mediante-pozos-de-agua-constellation-brands-busca-quedarse-en-mexicali-245570.html>
- Commission for Water Sustainability. (2001). *Speech of Mr Kofi Annan, General-Secretary of the United Nations, during the 97th Meeting of the Association of American Geographers*. Recuperado de <https://igu-water.org/speech-of-mr-kofi-annan-general-secretary-of-the-united-nations-during-the-97th-meeting-of-the-association-of-american-geographers/>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2014). *Atlas del agua en México*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-17-14.pdf>

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional del Agua. Recuperado de http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- Coplade, Comité de Planeación para el Desarrollo. (2018). *Perfil sociodemográfico del municipio de Mexicali*. Mexicali, México: Comité de Planeación para el Desarrollo Baja California. Recuperado de <https://docplayer.es/75535585-Perfil-sociodemografico-del-municipio-de-mexicali-2018.html>
- Corrales, S. (2020). El uso industrial del agua en la cervecería Heineken en Monterrey, México. *Región y Sociedad*, 32, e1298. DOI: 10.22198/rys2020/32/1298
- Cortez, A. (12 de febrero, 2019). *Opinión técnica sobre la manifestación de impacto ambiental (MIA) y otros documentos oficiales del Proyecto de Construcción y Operación de la Planta Cervecera Constellation Brands en Mexicali, Baja California*. Recuperado de https://issuu.com/pajaropolitico/docs/cortez_lara_conacyt_febrero_2019
- Cortez, A. (2020). Elementos de conflicto socioambiental: la cervecería Constellation Brands y el agua de Mexicali. *Revista Frontera Norte*, 32(62), 32-67.
- Donolo, C. (1999). *¿Cómo gobernar mañana?* Barcelona, España: Galaxia Gutenberg-Círculo de Lectores.

- El Financiero. (23 de marzo, 2020). *Este es el proyecto de Constellation Brands que se votó por "no construir" en Mexicali*. Recuperado de <https://rb.gy/asvijk>
- Forbes. (12 de agosto, 2020). *Constellation Brands insiste en construir planta en Mexicali, pero no se otorgarán permisos: AMLO*. Recuperado de <https://rb.gy/vjfy1y>
- Gallardo, Ma. F. (2020). *Gobernanza del agua y conflictos socioambientales: el caso de la cervecera Constellation Brands en Mexicali, Baja California* (tesis de Maestría en Administración Integral del Ambiente), El Colegio de la Frontera Norte, Tijuana, Baja California, México.
- ICWE, International Conference on Web Engineering. (1992). *The Dublin statement on water and sustainable development*. Recuperado de <http://www.wmo.int/pages/prog/hwrrp/documents/english/icwedec e.html>
- IEEBC, Instituto Estatal Electoral de Baja California. (2019). *Dictamen número cuatro*. Comisión de Participación Ciudadana y Educación Cívica. Recuperado de <https://www.ieebc.mx/plebiscito/archivos/plebiscito/solicitudanexo s/Dictamen4CPCyEC.pdf>
- Márquez, S. (2008). Estado de derecho en México. En: Cienfuegos, D., & Rodríguez, L. (coord.). *Estado, derecho y democracia en el momento actual. Contexto y crisis de las instituciones contemporáneas* (211-230). Monterrey, México: Fondo Editorial Jurídico.

- Montes P., Aguilar, N., Ávila R., Macbani, P., Raygoza, M., Garnica, B., Reynoso, J., & Ruvalcaba, J. (2021). Contaminación del río Santiago: un problema epidemiológico ambiental persistente de salud pública en Jalisco, México. *Journal of Negative and Non Positive Results*, 6(9), 1222-1236.
- Morales, R. (7 de diciembre, 2021). Constellation Brands construiría su planta cervecera en Veracruz. *El Economista*. Recuperado de <https://www.eleconomista.com.mx/empresas/Constellation-Brands-confia-en-Mexico-y-construira-una-planta-en-el-sudeste-del-pais--20211207-0022.html>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2004). *El estado de derecho y la justicia de transición en las sociedades que sufren o han sufrido conflictos* (Informe S/2004/616). Recuperado de <https://undocs.org/es/S/2004/616>
- Panayotou, T. (1994). *Ecología, medio ambiente y desarrollo. Debate crecimiento vs. conservación*. México, DF, México: Gernika.
- Pérez, D., & Sánchez, J. (mayo-agosto, 1983). Ordenamiento ecológico del valle de Mexicali, *Estudios Fronterizos*, año 1(1), 113-152.
- Peters, G., & Pierre, J. (2005). ¿Por qué ahora el interés por la gobernanza? En: Cerrillo, A. (coord.). *La gobernanza hoy: 10 textos de referencia* (37-56). Madrid, España: Instituto Nacional de Administración Pública, INAP.
- Prats-i-Català, J. (2005). *De la burocracia al management, del management a la gobernanza*. Madrid, España: Instituto Nacional de Administración Pública, INAP.

- Ramesh, J. (28 de septiembre, 2010). *The two cultures revisited: Some reflections on the environment-development debate in India*. Text of 11th ISRO-JNCASR Satish Dhawan Memorial Lecture, Bangalore. Recuperado de <https://rb.gy/1c2jbn>
- Rodríguez, J. (2016). *Estado de derecho y democracia*. INE, Cuadernos de Divulgación de la Cultura Democrática 12. Recuperado de http://biblio.ine.mx/janium/Documentos/cuaderno_12.pdf
- Ruiz-Ortega, R. (2015). Convergencia de política hacia la gestión integral de recursos hídricos en México. *Revista Mexicana de Análisis Político y Administración Pública*, 4(2), 67-88.
- Ruiz-Rodríguez, V. (2014). *Democracia y derechos humanos en México. Situación actual*. Toluca, México: Comisión de Derechos Humanos del Estado de México, CDHEM. Recuperado de <https://biblio.juridicas.unam.mx/bjv/detalle-libro/4913-democracia-y-derechos-humanos-en-mexico-situacion-actual>
- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (1993). *Zonas ecológicas de México. Consulta temática*. Recuperado de <https://rb.gy/3tbkvv>
- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2015a). *Informe de la situación del medio ambiente en México 2015*. Recuperado de <https://rb.gy/om96k6>
- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2015b). *Atlas digital geográfico*. Recuperado de <https://rb.gy/t5unwy>

- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2017). *Agua. Indicador básico 2.1-5. Disponibilidad natural media per cápita*. Recuperado de https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/indicadores17/conjuntob/indicador/02_agua/2_1_5.html
- Solà, A. (2000). La traducción de governance. *Punto y Coma*. Recuperado de <http://ec.europa.eu/translation/bulletins/puntoycoma/65/pyc65.pdf>
- Stein, R. (2009). Rule of law: What does it mean? *Minnesota Journal of International Law*, 18(2), 293-303. Recuperado de <http://hrlibrary.umn.edu/edumat/Rule%20of%20Law%20Stein%20English.pdf>
- Tamanaha, B. (2007). *A concise guide to the rule of law. Legal Studies Research Paper Series*, St. John's University School of Law (Paper #07-0082). Recuperado de <https://content.csbs.utah.edu/~dlevin/conlaw/tamanaha-rule-of-law.pdf>
- Tamanaha, B. (2012). The history and elements of the rule of law. *Singapore Journal of Legal Studies*, 232-247. Recuperado de <https://law1.nus.edu.sg/sjls/articles/SJLS-Dec-12-232.pdf>
- Tedesco, L. (2007). *El Estado en América Latina. ¿Fallido o en proceso de formación?* FRIDE cuadernos de trabajo 37. Recuperado de https://www.academia.edu/17894086/El_Estado_en_América_Latina_Fallido_o_en_proceso_de_formación

UN, United Nations. (3 y 14 de junio, 1992). *United Nations Conference on Environment and Development*. Recuperado de <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Agenda21.pdf>

UN, United Nations. (2002a). *General Comment No. 15. The right to water (arts. 11 and 12 of the International Covenant on Economic, Social and Cultural Rights)*. Recuperado de <https://digitallibrary.un.org/record/486454?ln=en>

UN, United Nations. (2002b). *World's water problems can be 'catalyst for cooperation' says secretary-general in message on World Water day*. Recuperado de <https://www.un.org/press/en/2002/sgsm8139.doc.htm>

UN, United Nations. (2010). *The human right to water and sanitation. UN Resolution A/RES/64/292*. Recuperado de <https://digitallibrary.un.org/record/687002?ln=en>

UN, United Nations. (21 de octubre, 2015). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. Res. adopted by the General Assembly. A/res/70/1*. Recuperado de https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E

UNEP, UN Environment Programme. (2019). *Environmental rule of law. First Global Report*. Nairobi, Kenia: UN Environment Programme. Recuperado de <https://www.unep.org/resources/assessment/environmental-rule-law-first-global-report>

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2010). *Atlas de zonas áridas de América Latina y el Caribe*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000216333>

Vallespín, F. (2000). *El futuro de la política*. Madrid, España: Taurus.

WJP, World Justice Project. (2021a). *What is the rule of law?* Recuperado de <https://worldjusticeproject.org/about-us/overview/what-rule-law>

WJP, World Justice Project. (2021b). *Mexico states rule of law index 2020-2021*. Recuperado de https://worldjusticeproject.org/sites/default/files/documents/msi-2020-2021-v8_2.pdf

Yadav, A. K. (2017). Rule of law. *International Journal of Law and Legal Jurisprudence Studies*, 4(3), 205-220. Recuperado de http://ijlljs.in/wp-content/uploads/2017/08/Rule_of_Law.pdf

Zinecker, H. (2011). Civil society in developing countries. Conceptual Considerations. *Journal of Conflictology*. Recuperado de <http://journal-of-conflictology.uoc.edu/joc/ca/index.php/journal-of-conflictology/article/view/vol2iss1-zinecker/vol2iss1-zinecker.html>

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-09

Notas

Contraste de análisis de frecuencias entre las distribuciones beta-kappa y beta-Pareto con tres de aplicación generalizada

Contrast of frequency analysis between beta-kappa and beta-Pareto distributions with three of widespread application

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

El diseño hidrológico de varias obras hidráulicas o la revisión de las construidas se basa en las *crecientes de diseño*, que son gastos máximos del río, asociados con bajas probabilidades de excedencia o *predicciones*. Su estimación más confiable se realiza a través del *análisis de frecuencias*,

proceso estadístico que consiste en representar el registro de gastos máximos anuales con una *función de distribución de probabilidades* (FDP) o modelo probabilístico, utilizado para realizar las predicciones buscadas. En este estudio de contraste se proponen las FDP beta-kappa y beta-Pareto, y se consideraron FDP de uso generalizado las tres siguientes: la Log-Pearson tipo III, la general de valores extremos y la logística generalizada. Por lo anterior, se expone para las dos primeras FDP un resumen de su teoría y su método de ajuste por máxima verosimilitud. Se procesan 11 registros de datos hidrológicos extremos anuales y se contrastan los ajustes con dos índices: el error estándar de ajuste y el error absoluto medio. La selección de las predicciones en los siete periodos de retorno (Tr) estudiados se basó en los valores menores de los errores de ajuste y en la búsqueda de predicciones *representativas*, en los $Tr \geq 500$ años. Las conclusiones sugieren la inclusión de las distribuciones beta-kappa y beta-Pareto en los análisis de frecuencias debido a su versatilidad y facilidad de ajuste.

Palabras clave: distribución beta-kappa, distribución beta-Pareto, ajuste por máxima verosimilitud, error estándar de ajuste, error absoluto medio, gráficos Q-Q, predicciones.

Abstract

The hydrological design of several hydraulic works or the revision of the constructed ones is based on the *design floods*, which are maximum flows of the river, associated with low probabilities of exceedance or *predictions*. Its most reliable estimate is made through *frequency analysis*, statistical process that consists of representing the record of maximum annual

flows, with a *probability distribution function* (PDF) or probabilistic model, used to make the desired predictions. In this contrast study, the beta-kappa and beta-Pareto FDPs are proposed, and the following three were considered to be widely used FDPs: Log-Pearson type III, general extreme values, and generalized logistics. Therefore, it is exposed, for the first two FDP, a summary of his theory and his method of fit for maximum likelihood is presented. Eleven annual extreme hydrological data records are processed and the fits are contrasted with two indices: The standard error of fit and the mean absolute error. The selection of the predictions in the seven return periods (Tr) studied was based on the lower values of the fit errors and on the search for *representative* predictions in the $Tr \geq 500$ years. The conclusions suggest the inclusion of the beta-kappa and beta-Pareto distributions in the frequency analysis due to their versatility and fit facility.

Keywords: Beta-kappa distribution, beta-Pareto distribution, maximum likelihood fit, standard error of fit, mean absolute error, Q-Q graphics, predictions.

Recibido: 10/06/2021

Aceptado: 26/07/2022

Publicado Online: 15/08/2022

Introducción

Etapas del análisis de frecuencias

El dimensionamiento hidrológico de las obras hidráulicas, como son diques de protección, canalizaciones y puentes, así como las diversas estructuras del drenaje urbano, se basa en las llamadas *crecientes de diseño* (CD). La estimación hidrológica de las CD más exacta se realiza a través del *análisis de frecuencias* (AF), procedimiento estadístico que consiste en interpretar o caracterizar el registro disponible de eventos hidrológicos, por ejemplo, crecientes o lluvias máximas, en términos de sus probabilidades de ocurrencia futuras (Bobée & Ashkar, 1991).

El AF involucra las cinco etapas siguientes: (1) integración y verificación de la aleatoriedad del registro o muestra disponible; (2) selección de la *función de distribución de probabilidades* (FDP) o modelo probabilístico que representará a los datos, y permitirá las estimaciones o *predicciones* asociadas con bajas probabilidades de excedencia; (3) ajuste de las diversas FDP probadas, es decir, obtención de sus parámetros de ajuste con los variados métodos disponibles; (4) evaluación de la calidad estadística del ajuste logrado entre los datos y la FDP, por medio de gráficos e índices de diagnóstico, y (5) selección de los resultados (Kite, 1977; Bobée & Ashkar, 1991; Rao & Hamed, 2000; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Stedinger, 2017; Teegavarapu, Salas, & Stedinger, 2019).

En este estudio de contraste, en la etapa uno se seleccionaron cuatro registros de gastos pico y volumen *conjuntos* de crecientes anuales, y tres

registros de lluvias máximas diarias anuales. En total, se procesaron 11 series de datos hidrológicos extremos y se verificó su aleatoriedad con el test de Wald-Wolfowitz. En la etapa dos se aborda el *objetivo* del estudio al seleccionar a las FDP beta-kappa (BEK) y beta-Pareto (BEP) para contrastarlas contra tres de aplicación generalizada, que fueron la Log-Pearson tipo III (LP3), la general de valores extremos (GVE) y la logística generalizada (LOG). Todas las FDP citadas tienen tres parámetros de ajuste.

En la etapa tres, las FDP BEK y BEP se ajustaron con el método de máxima verosimilitud propuesto por Mielke y Johnson (1974). La distribución LP3 se ajustó con su método clásico de momentos en el dominio logarítmico (WRC, 1977), y los modelos GVE y LOG con el método de momentos L (Hosking & Wallis, 1997).

Para la etapa cuatro se calcularon dos índices (*EEA* y *EAM*), el error estándar de ajuste (Kite, 1977; Chai & Draxler, 2014) y el error absoluto medio (Willmott & Matsuura, 2005). Finalmente, para la etapa cinco de selección de resultados se tomaron en cuenta los valores del *EEA* y *EAM*, al igual que los valores obtenidos para las *predicciones*.

Antecedentes de las distribuciones BEK y BEP

Strupczewski, Markiewicz, Kochanek y Singh (2008) indican que existen muy pocas referencias sobre el uso de FDP, con dos parámetros de forma para modelar eventos hidrológicos extremos y citan las dos siguientes. El sistema de distribuciones del estadístico francés Halphen, propuesto en 1941, tiene una frontera inferior en cero y dos parámetros de forma, pero

debido a su complejidad matemática quedó en el olvido. Por otra parte, las distribuciones designadas por Mielke y Johnson (1974), BEK y BEP, son modelos con dos parámetros de forma y uno de escala.

Wilks (1993), en un trabajo pionero de contraste de FDP de tres parámetros de ajuste, con datos máximos de precipitación, procesados como series anuales y de magnitudes superiores a un valor umbral, encontró que la distribución BEK describe bastante bien a las series anuales, y el modelo BEP se ajusta mejor a las series de duración parcial.

Campos-Aranda (1998) expuso varias aplicaciones de la distribución BEP. Mason, Waylen, Mimmack, Rajaratnam y Harrison (1999) emplean las FDP BEK y BEP en un estudio de detección de cambios ocurridos en lluvias extremas.

Öztekin (2007) contrasta los modelos BEK y BEP contra la distribución Wakeby, encontrado que esta última conduce a mejores ajustes o similares en registros de lluvia máxima. Murshed, Kim y Park (2011) exponen para la distribución BEK la estimación de sus parámetros de ajuste mediante los métodos de momentos y momentos L. Por último, Nguyen, El Outayek, Lim y Nguyen (2017) incluyen a las FDP BEK y BEP en su estudio de contraste de lluvias máximas anuales con base en las habilidades descriptivas y predictivas de las FDP.

Objetivos

De este estudio de contraste fueron los tres siguientes: (1) exponer un resumen de la teoría de las distribuciones BEK y BEP; (2) describir con detalle su método de ajuste por máxima verosimilitud, a través de sus

ecuaciones iterativas para la estimación de sus tres parámetros de ajuste, y (3) realizar un contraste de bondad de ajuste y predicciones entre las distribuciones BEK y BEP y las tres de aplicación generalizada (LP3, GVE y LOG).

En términos generales, la técnica estadística del AF tiene suposiciones debatibles en cada una de sus cinco etapas. Desde la representatividad en el futuro del registro disponible hasta la adopción de resultados con base en gráficos e índices de diagnóstico, pasando por la selección de varias FDP para realizar las predicciones buscadas. Es la etapa dos del AF la que abre posibilidades para probar nuevos modelos probabilísticos, ya que como se sabe ninguna FDP es mejor y su *idoneidad* depende de cada registro procesado.

Métodos y materiales

Ecuaciones de las distribuciones BEK y BEP

Mielke y Johnson (1974) exponen la FDP y la función de densidad de probabilidad (*fdp*) de la variable aleatoria beta generalizada de segunda clase (x):

$$F(x) = \frac{(x/\beta)^{\gamma} {}_2F_1[\alpha+1, \gamma/\theta; 1+\gamma/\theta; -(x/\beta)^{\theta}]}{\left(\frac{\gamma}{\theta}\right) B(\gamma/\theta, \alpha+1-\gamma/\theta)} \quad x \geq 0 \quad (1)$$

$$F(x) = 0 \quad x \geq 0 \quad (2)$$

$$f(x) = \frac{(x/\beta)^{\gamma-1} [1+(x/\beta)^{\theta}]^{-(\alpha+1)}}{(\beta/\theta) B(\gamma/\theta, \alpha+1-\gamma/\theta)} \quad x > 0 \quad (3)$$

$$f(x) = 0 \quad x \geq 0 \quad (4)$$

en las cuales $\alpha > 0$, $\beta > 0$, $\theta > 0$ y $0 < \gamma < \theta (\alpha + 1)$. El numerador de la Ecuación (1) es la serie hipergeométrica Gaussiana siguiente (Oberhettinger, 1972):

$${}_1F_2(a, b; c; z) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\Gamma(n+a)\Gamma(n+b)\Gamma(c)}{\Gamma(a)\Gamma(b)\Gamma(n+c)} \frac{z^n}{n!} \quad (5)$$

y la función del denominador es:

$$B(\delta, \epsilon) = \Gamma(\delta)\Gamma(\epsilon)/\Gamma(\delta + \epsilon) \quad (6)$$

Mielke y Johnson (1974) indican que los cálculos asociados con las ecuaciones (1) y (3) no son simples, pero estableciendo dos restricciones al parámetro γ se obtienen distribuciones con ventajas computacionales importantes. La primera restricción es $\gamma = \alpha\theta$ y conduce a la distribución beta- κ (BEK), designada así por su similitud con la distribución kappa de Mielke (1973), cuyas ecuaciones de su FDP y fdp son:

$$F(x) = \{(x/\beta)^\theta / [1 + (x/\beta)^\theta]\}^\alpha \quad x \geq 0 \quad (7)$$

$$f(x) = (\alpha\theta/\beta)(x/\beta)^{\alpha\theta-1} [1 + (x/\beta)^\theta]^{-(\alpha+1)} \quad x > 0 \quad (8)$$

con $a > 0$, $\beta > 0$ y $\theta > 0$. β es el parámetro de escala, y a y θ los de forma. La función de cuantiles, designando a $F(x) = p$, es la siguiente:

$$x(p) = \beta [p^{1/\alpha} / (1 - p^{1/\alpha})]^{1/\theta} \quad (9)$$

La segunda restricción es $\gamma = \theta$, la cual define la distribución beta- P (BEP), designada así por su semejanza con el modelo probabilístico tipo Pareto; sus FDP y fdp son:

$$F(x) = 1 - \left[1 + \left(\frac{x}{\beta} \right)^\theta \right]^{-\alpha} \quad x \geq 0 \quad (10)$$

$$f(x) = (\alpha\theta/\beta)(x/\beta)^{\theta-1} [1 + (x/\beta)^\theta]^{-(\alpha+1)} \quad x > 0 \quad (11)$$

con $a > 0$, $\beta > 0$ y $\theta > 0$. Nuevamente, β es el parámetro de escala, y a y θ los de forma. La función de cuantiles, designando a $F(x) = p$, es la siguiente:

$$x(p) = \beta [(1 - p)^{-1/\alpha} - 1]^{1/\theta} \quad (12)$$

Ajuste por máxima verosimilitud de BEK y BEP

Mielke y Johnson (1974) exponen los procedimientos de cálculo de los parámetros de ajuste (α , β , θ) con el método de máxima verosimilitud, según tres ecuaciones de aplicación iterativa (j), partiendo de valores iniciales de β_0 y θ_0 . Para la distribución BEK, tales expresiones son:

$$\alpha_j = n \left\{ \sum_{i=1}^n \ln \left[1 + (x_i/\beta_{j-1})^{-\theta_{j-1}} \right] \right\}^{-1} \quad (13)$$

$$\beta_j = \frac{1}{n} \left(1 + \frac{1}{\alpha_j} \right) \beta_{j-1} \sum_{i=1}^n \left[1 + (x_i/\beta_{j-1})^{-\theta_{j-1}} \right]^{-1} \quad (14)$$

$$\theta_j = n \left\{ \sum_{i=1}^n \frac{[(x_i/\beta_j)^{\theta_{j-1}} - \alpha_j] \ln(x_i/\beta_j)}{1 + (x_i/\beta_j)^{\theta_{j-1}}} \right\}^{-1} \quad (15)$$

Para la distribución BEP, sus ecuaciones iterativas son:

$$\alpha_j = n \left\{ \sum_{i=1}^n \ln \left[1 + (x_i/\beta_{j-1})^{\theta_{j-1}} \right] \right\}^{-1} \quad (16)$$

$$\beta_j = \frac{1}{n} (1 + \alpha_j) \beta_{j-1} \sum_{i=1}^n \left[1 + (x_i/\beta_{j-1})^{-\theta_{j-1}} \right]^{-1} \quad (17)$$

$$\theta_j = n \left\{ \sum_{i=1}^n \frac{[\alpha_j(x_i/\beta_j)^{\theta_j-1} - 1] \ln(x_i/\beta_j)}{1 + (x_i/\beta_j)^{\theta_j-1}} \right\}^{-1} \quad (18)$$

Distribuciones del contraste y su ajuste

La distribución LP3 se ajustó con su método clásico, el de momentos en el dominio logarítmico (WRC, 1977). En cambio, las distribuciones GVE y LOG se ajustaron con base en el método de los momentos L, que ha demostrado ser eficiente y robusto, incluso en muestras pequeñas, según ecuaciones expuestas por Hosking y Wallis (1997).

Campos-Aranda (2002) expuso seis métodos de ajuste de la distribución LP3, acotando su aplicabilidad con base en el cociente de estimaciones (CE), definido como:

$$CE = \frac{X_{100} - X_{50}}{X_{50} - X_{25}} \quad (19)$$

En el cual X_{Tr} es la *predicción* del periodo de retorno (Tr) indicado en años, igual al recíproco de la probabilidad de excedencia (q), cuando se procesan series o muestras de eventos hidrológicos máximos anuales. Cuando el $CE \leq 1.00$, los métodos de ajuste idóneos son la mezcla de momentos y el de momentos en el dominio real; cuando $CE \geq 1.30$, los métodos más convenientes son el de máxima verosimilitud y el de máxima entropía. Cuando CE fluctúa entre los límites citados, el método de momentos en el dominio logarítmico es aceptable y generalmente conduce a un buen ajuste.

Por otra parte, la distribución general de valores extremos (GVE) nace o proviene del teorema de Fisher-Tippet-Gnedenko, que establece como el modelo probabilístico de los valores máximos muestreados anualmente a la GVE y sus tres casos particulares, según el valor de su parámetro de forma. Sin embargo, como se indica al final del inciso de los objetivos, se siguen proponiendo y usando otras distribuciones debido a la naturaleza aleatoria de los registros de datos hidrológicos extremos para buscar su distribución *idónea* a partir de los indicadores estadísticos del ajuste logrado.

Gráfico de diagnóstico Q-Q

Nguyen *et al.* (2017) han sugerido dos evaluaciones para seleccionar la FDP óptima a un registro de datos hidrológicos extremos: (1) la habilidad descriptiva y (2) la habilidad predictiva. La primera se refiere a la exactitud con la cual la FDP que se prueba reproduce los datos de la muestra. La segunda está asociada lógicamente con la variabilidad de sus predicciones en relación con la dispersión que tienen las predicciones de la muestra. Para probar la habilidad descriptiva se tienen tres técnicas: (1) los gráficos de diagnóstico, (2) las pruebas estadísticas y (3) los índices de bondad de ajuste (Meylan *et al.*, 2012).

Los gráficos de diagnóstico *P-P* y *Q-Q* de *probabilidad* empírica contra calculada y de *cantidad* observada contra estimada se han popularizado (Coles, 2001; Wilks, 2011), y constituyen una manera simple y efectiva de comparar los resultados de una FDP contrastada. Para una muestra de datos x_i ordenados de menor a mayor, se les asigna una probabilidad

empírica (p), por ejemplo, con la fórmula de Cunnane, que de acuerdo con Stedinger (2017) conduce a valores insesgados en la mayoría de las FDP utilizadas en hidrología:

$$p = \frac{m-0.40}{n+0.20} \quad (20)$$

en la cual m es el número de orden del dato y n su número total. Para cada dato x_i se obtiene su probabilidad con la ecuación de la FDP probada. Para el caso de las distribuciones BEK y BEP, con las ecuaciones (7) y (10). El gráfico de P - P se define con los puntos de abscisas y ordenadas siguientes:

$$\left[\frac{m-0.40}{n+0.20}, F(x_i) \right] \text{ para } i = 1, 2, \dots, n \quad (21)$$

El gráfico de Q - Q utiliza las ecuaciones (9) y (12), o soluciones inversas de las FDP BEK y BEP, para definir los puntos de las ordenadas y está integrado por los puntos siguientes:

$$\left[x_i, x \left(\frac{m-0.40}{n+0.20} \right) \right] \text{ para } i = 1, 2, \dots, n \quad (22)$$

La desventaja de los gráficos de diagnóstico radica en la apreciación subjetiva que se hace al comparar diversas FDP, pues no se dispone de un valor numérico (Nguyen *et al.*, 2017). Campos-Aranda (2019) visualiza

más útil la gráfica de Q-Q para detectar predicciones sobreestimadas (por quedar arriba de la recta a 45°) o subestimadas (por estar debajo).

Error estándar de ajuste (*EEA*)

Los índices de bondad de ajuste tienen la ventaja de ser de cálculo fácil y comúnmente involucran a la diferencia entre los valores observados x_i y los estimados $\hat{x}$ con la FDP que se contrasta. El *EEA* es el más común (Chai & Draxler, 2014). Se estableció a mediados de la década de 1970 (Kite, 1977) y se ha aplicado en México haciendo uso de la fórmula empírica de Weibull (Benson, 1962). Ahora se aplicará utilizando la Ecuación (20) de Cunnane. La expresión del *EEA* es:

$$EEA = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \hat{x}_i)^2}{(n - np)} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (23)$$

x_i son los n datos observados ordenados de menor a mayor; $\hat{x}_i$, los estimados para la probabilidad estimada con la Ecuación (20) y la FDP que se contrasta; np es el número de parámetros de ajuste de la FDP, con tres para las aplicadas en este estudio.

Error absoluto medio (*EAM*)

Sus ventajas radican en tener las unidades de la variable, al igual que el *EEA*, y evitar que el impacto de los valores dispersos sea elevado al cuadrado, y por ello $EEA \geq EAM$ (Willmott & Matsuura, 2005). Su expresión es (Nguyen *et al.*, 2017):

$$EAM = \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - \hat{x}_i|}{n - np} \quad (24)$$

Registros de datos hidrológicos procesados

Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño y Ortega-Gil (2006) exponen los registros *conjuntos* de gasto pico (Q_p) en m^3/s y volumen (Vol) en millones de m^3 (Mm^3) anuales de las crecientes de entrada a 15 embalses importantes de México y uno en proyecto. De tales registros conjuntos, se seleccionaron los tres que se consideran *complicados* para su análisis probabilístico, ya que incluyen valores dispersos (*outliers*), y tienen grandes diferencias entre sus valores bajos y los máximos. Los primeros corresponden a los 43 datos de ingreso a la presa El Infiernillo, en el río Balsas, entre los estados de Michoacán y Guerrero; tiene un área de cuenca de $108\,000\text{ km}^2$. Los segundos registros por procesar son los 52 datos de ingreso a la presa Huites en el río Fuerte, en el estado de Sinaloa, con un área de cuenca de $26\,020\text{ km}^2$. Los terceros fueron los 37 datos de ingreso a la presa Guamúchil, sobre el río Mocorito, también en el estado de Sinaloa y con un área de cuenca de $1\,630\text{ km}^2$.

Por otra parte, Domínguez y Arganis (2012) exponen los registros conjuntos de Qp y Vol con 47 datos de entrada a la presa Malpaso, en el río Grijalva, en el estado de Chiapas, México, con un área de cuenca de 34 800 km². Tales registros crecientes también fueron procesados.

Por último, se analizaron tres registros de precipitación máxima diaria (PMD) anual de una estación pluviométrica de cada zona geográfica del estado de San Luis Potosí, México. Del altiplano se procesó la estación Los Filtros ($n = 66$), ubicada en la ciudad de San Luis Potosí; de la zona media, la localizada en la ciudad de Río Verde ($n = 52$), y de la región Huasteca la del poblado de Tanquián de Escobedo ($n = 52$). Las altitudes de las estaciones pluviométricas citadas son 1 904, 987 y 87 en msnm, respectivamente. Estos registros fueron analizados por Campos-Aranda (2019) para obtener sus FDP óptimas e integrados con base en el archivo mensual en Excel de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), proporcionado al autor; por ello se reproducen en la Tabla 1.

Tabla 1. Registros de PMD anual (milímetros) en las tres estaciones pluviométricas indicadas del estado de San Luis Potosí, México.

No.	Los Filtros (1949-2014)		Río Verde (1961-2013*)		Tanquián (1961-2014**)		No.
1	15.9	66.5	46.4	28.2	107.0	120.0	34
2	20.6	26.0	52.2	61.8	55.5	62.0	35
3	50.9	31.5	33.4	37.8	90.3	64.0	36
4	40.5	46.5	27.0	55.6	171.0	132.0	37

No.	Los Filtros (1949-2014)		Río Verde (1961-2013*)		Tanquián (1961-2014**)		No.
5	63.6	44.0	39.2	39.2	81.5	80.0	38
6	41.9	41.0	79.0	44.0	176.0	72.0	39
7	60.0	55.0	43.1	74.1	176.5	82.0	40
8	35.9	21.5	40.5	51.7	71.5	88.0	41
9	48.6	29.8	57.7	34.0	78.0	185.0	42
10	63.0	41.5	63.7	41.5	109.0	105.0	43
11	35.5	25.4	81.5	43.5	84.0	67.0	44
12	40.0	59.0	52.5	32.3	87.0	201.0	45
13	63.2	33.5	48.5	126.3	111.0	89.0	46
14	39.4	46.5	51.3	58.5	99.5	200.9	47
15	27.2	51.0	117.5	53.7	166.5	90.0	48
16	59.0	40.0	57.3	99.1	113.5	110.0	49
17	32.0	35.5	61.8	81.4	148.0	68.0	50
18	30.0	45.5	83.4	31.8	117.0	89.0	51
19	40.2	25.9	71.7	63.2	85.0	190.0	52
20	31.5	20.7	35.0	-	73.0	-	53
21	31.5	37.5	87.0	-	103.0	-	54
22	52.0	40.2	86.3	-	79.0	-	55
23	52.3	111.0	37.1	-	81.5	-	56

No.	Los Filtros (1949-2014)		Río Verde (1961-2013*)		Tanquián (1961-2014**)		No.
24	31.3	43.3	30.2	-	113.5	-	57
25	35.0	76.9	87.1	-	94.0	-	58
26	28.5	42.8	46.7	-	54.0	-	59
27	57.2	46.1	79.9	-	86.0	-	60
28	58.0	42.5	51.0	-	98.0	-	61
29	42.9	45.3	61.0	-	63.0	-	62
30	26.4	44.5	92.3	-	200.8	-	63
31	65.5	26.0	97.4	-	106.0	-	64
32	22.0	59.1	38.7	-	370.0	-	65
33	51.2	44.1	43.9	-	84.0	-	66

* un año faltante.

** dos años faltantes.

Test de Wald-Wolfowitz

Esta prueba no paramétrica ha sido utilizada por Bobée y Ashkar (1991), Rao y Hamed (2000), y Meylan *et al.* (2012) para probar *independencia* y *estacionariedad* en registros de gastos máximos anuales (X_i). Por lo anterior, se propuso aplicar la prueba a los registros de Q_p , Vol y PMD anuales, que deben ser muestras de valores *aleatorios*. Wald y Wolfowitz —con base en el trabajo de Anderson sobre el coeficiente de correlación serial— desarrollaron tal prueba, cuyo estadístico es:

$$R = \sum_{i=1}^{n-1} x_i \cdot x_{i+1} + x_n \cdot x_1 \quad (25)$$

Cuando el tamaño (n) de la serie o muestra (x_i) no es pequeño y sus datos son independientes, R procede de una distribución Normal con media y varianza, dadas por las expresiones siguientes:

$$E[R] = \bar{R} = \frac{S_1^2 - S_2}{n-1} \quad (26)$$

$$Var[R] = \frac{S_2^2 - S_4}{n-1} + \frac{S_1^4 - 4 \cdot S_1^2 \cdot S_2 + 4 \cdot S_1 \cdot S_3 + S_2^2 - 2 \cdot S_4}{(n-1)(n-2)} - \bar{R}^2 \quad (27)$$

en las cuales:

$$S_w = \sum_{i=1}^n x_i^w \quad (28)$$

Finalmente, se calcula U con la ecuación:

$$U = \frac{R - \bar{R}}{\sqrt{Var[R]}} \quad (29)$$

El valor de U sigue una distribución Normal (0, 1) y se puede usar para probar la independencia de los datos de la serie con un nivel de significancia α comúnmente del 5 %. En una prueba de dos colas, la

variable normal estandarizada es $Z_{\alpha/2} \cong 1.96$; entonces, cuando el valor absoluto de U es menor que 1.96, la serie estará integrada por valores independientes (*muestra aleatoria*).

Resultados y su discusión

Prueba de aleatoriedad y cocientes de momentos L

En la tercera columna de la Tabla 2 se exponen los valores de la estadística U (Ecuación (29)), definiendo que los 11 registros procesados son aleatorios. En el resto de columnas se muestran las magnitudes de la media aritmética y los cocientes de momentos L de cada registro.

Tabla 2. Datos generales y cocientes de momentos L de los 11 registros procesados.

No.	Registro en	U	$\bar{X}$	t_3	t_4
1	El Infiernillo Qp	-0.707	5499.512	0.49875	0.36082
2	El Infiernillo Vol	-0.022	2244.791	0.37866	0.16834
3	Huites Qp	-0.090	3305.135	0.49313	0.30438
4	Huites Vol	-0.602	841.769	0.30773	0.17585
5	Guamúchil Qp	-1.418	1610.854	0.70597	0.51098
6	Guamúchil Vol	1.043	38.747	0.57062	0.28975
7	Malpaso Qp	-0.666	2153.234	0.40782	0.25020
8	Malpaso Vol	0.558	1583.168	0.29264	0.13777
9	Los Filtros PMD	-0.616	43.005	0.13516	0.16115
10	Río Verde PMD	0.179	58.442	0.20926	0.09728
11	Tanquián PMD	-0.746	112.086	0.36652	0.22984

U = estadístico del Test de Wald-Wolfowitz.

$\bar{X}$ = media aritmética, en m^3/s , Mm^3 o milímetros.

t_3 = cociente de momentos L de asimetría.

t_4 = cociente de momentos L de curtosis.

Los registros originales de la estación hidrométrica Guamúchil, expuestos por Aldama *et al.* (2006), incluyen al final cuatro valores del Qp y Vol máximos extremos, obtenidos en la presa Eustaquio Buelna, con operación inversa de su tránsito de crecientes, los cuales originan que tales registros no sean aleatorios ($U = 4.156$ y $U = 2.597$). Eliminando

esos cuatro datos de Q_p y Vol se obtienen los valores de U mostrados en la Tabla 2.

Ajuste de la distribución BEK

Tomando en cuenta que los parámetros de ajuste de las distribuciones beta se obtienen por sustituciones sucesivas (j) o iteraciones, primero se ajustaron los modelos considerados de uso generalizado; es decir, las distribuciones LP3, GVE y LOG a cada uno de los 11 registros procesados, para darles tal acepción.

Con lo anterior se dispone de los errores de ajuste (EEA y EAM) y de las predicciones relativas a los siete periodos de retorno analizados (25, 50, 100, 500, 1 000, 5 000 y 10 000 años), obtenidas con las tres distribuciones citadas. Los valores de los errores de ajuste se utilizaron como magnitudes *a no superar* y, para el caso de las predicciones, en los periodos de retorno menores a 100 años, *como valores a igualar*, con el ajuste por iteraciones de las distribuciones beta.

Los parámetros de ajuste de la distribución BEK se estimaron con base en las ecuaciones (13) a (15), usando como valores iniciales de β_0 y θ_0 la media aritmética (Tabla 2) y un valor de 5.0, respectivamente. En cada iteración (j) se evaluaron los errores estándar de ajuste (Ecuación (23)) y absoluto medio (Ecuación (24)), haciendo uso de las ecuaciones (9) y (20), para obtener los valores estimados $\hat{x}_i$. La comparación entre errores obtenidos con la BEK y sus predicciones permitió definir el número de iteraciones realizadas, las cuales se exponen en la Tabla 3, así como

los parámetros de ajuste obtenidos. El número máximo de iteraciones se limitó a 500.

Tabla 3. Número de iteraciones (j) y valores de los parámetros de ajuste (β , a , θ) de la distribución BEK en los 11 registros procesados.

No.	Registro en	j	β	a	θ
1	El Infiernillo <i>Qp</i>	274	2619.301	2.576858	2.538683
2	El Infiernillo <i>Vol</i>	3	2463.009	0.517784	2.692160
3	Huites <i>Qp</i>	27	1488.418	1.888118	2.045599
4	Huites <i>Vol</i>	3	923.356	0.553249	3.152180
5	Guamúchil <i>Qp</i>	37	304.088	2.013669	1.384388
6	Guamúchil <i>Vol</i>	4	43.366	0.397784	1.791456
7	Malpaso <i>Qp</i>	500	701.759	8.699795	2.733231
8	Malpaso <i>Vol</i>	2	1936.030	0.461082	3.178971
9	Los Filtros <i>PMD</i>	1	42.399	0.862399	5.390516
10	Río Verde <i>PMD</i>	1	57.438	0.800002	4.660408
11	Tanquián <i>PMD</i>	200	50.479	7.188239	3.506981

Ajuste de la distribución BEP

Un procedimiento idéntico al descrito se siguió para el ajuste de la BEP, pero ahora se utilizaron las ecuaciones (16) a (18) para sus parámetros de ajuste, y las expresiones (12) y (20), para sus valores estimados $\hat{x}_i$, y así poder evaluar los errores de ajuste (ecuaciones (23) y (24)) y sus predicciones (Ecuación (12)). Los resultados de muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Número de iteraciones (j) y valores de los parámetros de ajuste (β , a , θ) de la distribución BEP en los 11 registros procesados.

No.	Registro en	j	β	a	θ
1	El Infiernillo Qp	70	2919.052	0.360741	5.423902
2	El Infiernillo Vol	2	1572.835	1.001999	2.413874
3	Huites Qp	3	1920.472	0.762506	2.641226
4	Huites Vol	216	803.068	1.317579	2.335993
5	Guamúchil Qp	6	430.447	0.676817	1.973478
6	Guamúchil Vol	4	15.870	0.983551	1.417081
7	Malpaso Qp	9	1408.943	0.513508	5.187900
8	Malpaso Vol	150	1972.335	1.914897	1.882710
9	Los Filtros PMD	1	42.774	1.178656	4.616619
10	Río Verde PMD	2	55.730	1.081484	4.527451
11	Tanquián PMD	16	76.011	0.345564	8.324678

Estrategia de selección y resultados

El planteamiento general para la selección de las predicciones adoptadas en cada registro procesado se basó en los valores mínimos de los errores *EEA* y *EAM*, al igual que en las magnitudes de las predicciones extremas de periodos de retorno (*Tr*) de 1 000, 5 000 y 10 000 años, para buscar unas estimaciones *representativas* de las cinco obtenidas en cada *Tr* (Tabla 5).

Tabla 5. Contraste de indicadores de bondad de ajuste y predicciones entre las distribuciones BEK y BEP, y las tres de uso generalizado (LP3, GVE y LOG) en los 11 registros de datos hidrológicos procesados.

NR	FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
				25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
1	BEK	1575	622.3	13364	17659	23267	43955	57770	108934	143049
1	BEP	1072	436.1	15125	21556	30719	69927	99654	226845	323281
1	LP3	1078	458.2	15257	20645	27643	53011	69619	129550	168642
1	GVE	1727	652.3	14499	19961	27423	57155	78386	163182	223718
1	LOG	1829	707.3	14095	19509	27104	58949	82743	182964	257909
2	BEK	416.0	276.8	6235	8158	10612	19379	25084	45626	59015
2	BEP	552.8	352.7	5851	7861	10514	20521	27343	53207	70868
2	LP3	468.2	233.3	7055	9394	12240	21356	26650	43240	52705
2	GVE	407.2	257.2	6542	8552	11017	19156	24074	40360	50200
2	LOG	460.5	299.0	6373	8456	11138	20835	27199	50330	65532
3	BEK	990.8	482.7	9648	13644	19219	42339	59437	130555	183116
3	BEP	1023.0	505.6	9443	13367	18884	42024	59292	131850	186018
3	LP3	938.4	411.3	10856	15381	21438	44405	59970	117987	156804

NR	FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
				25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
3	GVE	974.8	453.0	9994	14008	19464	41019	56297	116801	159676
3	LOG	1056.0	492.8	9696	13680	19246	42424	59637	131640	185161
4	BEK	88.3	61.1	2086	2624	3284	5491	6845	11409	14211
4	BEP	94.3	59.8	2198	2799	3539	6025	7559	12772	16003
4	LP3	64.5	45.4	2109	2501	2899	3854	4278	5287	5732
4	GVE	86.0	58.1	2155	2672	3265	5005	5949	8732	10242
4	LOG	101.3	70.8	2111	2670	3354	5622	6999	11593	14387
5	BEK	1552	620.8	5044	8416	13961	44842	74022	236881	390495
5	BEP	1639	640.5	4771	8039	13522	45140	75850	253085	425248
5	LP3	1152	493.1	7779	14739	27483	112419	204067	803624	1444814
5	GVE	1693	716.1	5864	9679	15832	48841	79098	241647	390542
5	LOG	1820	729.2	5422	8962	14714	46057	75171	234269	382083
6	BEK	18.1	11.5	150	226	336	831	1224	3009	4429
6	BEP	23.3	12.3	156	259	429	1369	2253	7152	11761
6	LP3	16.6	11.2	199	346	584	1833	2933	8432	13126
6	GVE	22.3	13.4	148	224	334	825	1208	2913	4246
6	LOG	23.7	13.9	142	217	326	829	1235	3103	4611
7	BEK	213.8	106.4	4986	6453	8332	15039	19381	34957	45005
7	BEP	285.4	152.3	4715	6118	7936	14521	18837	34465	44707
7	LP3	185.3	93.6	5127	6550	8294	14040	17498	28887	35735
7	GVE	315.6	139.0	5013	6442	8243	14475	18403	32031	40620
7	LOG	346.7	160.2	4896	6357	8279	15478	20356	38726	51186
8	BEK	279.9	163.8	4093	5143	6428	10708	13324	22114	27498
8	BEP	280.2	151.4	4317	5423	6728	10826	13206	20810	25270
8	LP3	277.7	141.2	4482	5573	6767	9968	11545	15709	17733
8	GVE	226.4	140.3	4253	5265	6406	9676	11407	16383	19019
8	LOG	262.4	165.7	4168	5272	6610	10965	13567	22086	27182

NR	FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
				25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
9	BEK	2.5	1.6	74	85	97	131	149	200	228
9	BEP	2.5	1.5	76	87	99	134	152	205	232
9	LP3	2.9	1.7	74	82	90	107	114	131	139
9	GVE	3.7	1.5	74	81	88	104	110	123	129
9	LOG	3.3	1.5	74	83	93	121	135	172	191
10	BEK	4.4	2.9	108	126	147	208	241	341	395
10	BEP	4.1	3.2	106	123	142	198	228	317	366
10	LP3	3.4	2.2	110	126	142	184	204	255	279
10	GVE	3.0	2.2	110	125	141	181	199	244	265
10	LOG	3.8	2.9	109	127	147	208	241	339	392
11	BEK	13.0	7.2	220	269	329	521	635	1005	1224
11	BEP	12.2	6.4	233	296	377	659	839	1468	1868
11	LP3	11.9	6.7	231	283	344	535	644	985	1180
11	GVE	15.6	7.6	228	280	344	551	673	1071	1307
11	LOG	16.3	7.9	223	278	348	598	759	1337	1712

NR = número de registro, según Tabla 3 o Tabla 4.

FDP = función de distribución de probabilidades probada.

EEA = error estándar de ajuste, en m^3/s , Mm^3 o mm , según datos.

EAM = error absoluto medio, en m^3/s , Mm^3 o mm , según datos.

Exclusivamente para el *registro 3* (Huites *Qp*), la distribución LP3 condujo a los menores errores de ajuste y también a las predicciones adoptadas, dada la extraordinaria similitud que mostraron todas las estimaciones.

Es importante destacar que la distribución LP3 condujo a los menores errores de ajuste en los *registros 4, 5, 6 y 7*. En el primero y el último,

tal distribución no fue seleccionada por conducir a predicciones muy bajas; lo contrario ocurre en los registros 5 y 6. Para estos cuatro registros sus *CE* fueron 1.015, 1.831, 1.619 y 1.226; evidentemente, en los registros 5 y 6 no resulta aplicable el método de ajuste por momentos en el dominio logarítmico. En el resto de registros procesados, el *CE* no resultó menor de 1.00.

En el registro 1, la distribución BEP reporta los errores de ajuste más bajos, pero todas sus predicciones se consideran elevadas. Por lo anterior, se adoptó la distribución GVE, por tener valores mucho menores de los errores de ajuste que el modelo LOG. *En el registro 2*, las distribuciones LP3 y GVE condujeron a los menores errores de ajuste; se adopta la primera por sus predicciones más severas.

En el registro 4, la distribución GVE aportó los siguientes valores mínimos de los errores de ajuste, pero sus predicciones fueron reducidas, y por ello se adoptó la distribución BEK con errores bajos y predicciones representativas, incluso similares a las de la LOG.

En los registros 5, 6 y 7, la distribución BEK adoptada reporta los siguientes valores más bajos de los errores de ajuste y sus predicciones se aceptan representativas debido a la gran semejanza que muestran con las de los modelos GVE y LOG.

En los registros 8, 9 y 10 se adoptaron las distribuciones GVE, BEP y GVE, que reportaron los errores de ajuste mínimos. Respecto a sus predicciones, se pueden considerar levemente escasas las de la GVE y algo elevadas las de la BEP, al compararlas con las del modelo LOG.

En el registro 11, las distribuciones LP3 y BEP condujeron a los menores errores de ajuste; se adopta la segunda por sus predicciones más severas.

En la Figura 1 y Figura 2 se muestran los gráficos de diagnóstico Q-Q de los dos mejores ajustes logrados con las distribuciones BEK en el registro 7 y BEP en el registro 9.

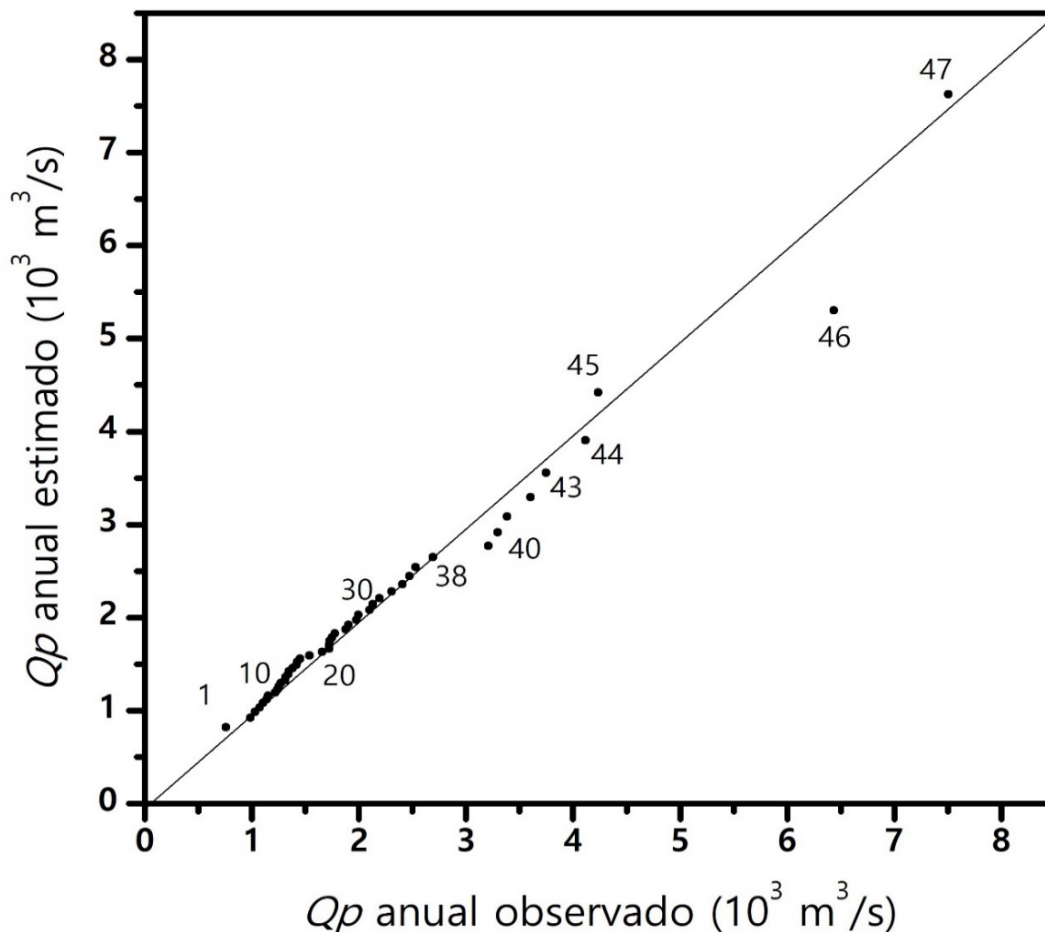


Figura 1. Gráfico Q-Q del registro 7 de Q_p anuales en la presa Malpaso obtenido con la distribución BEK.

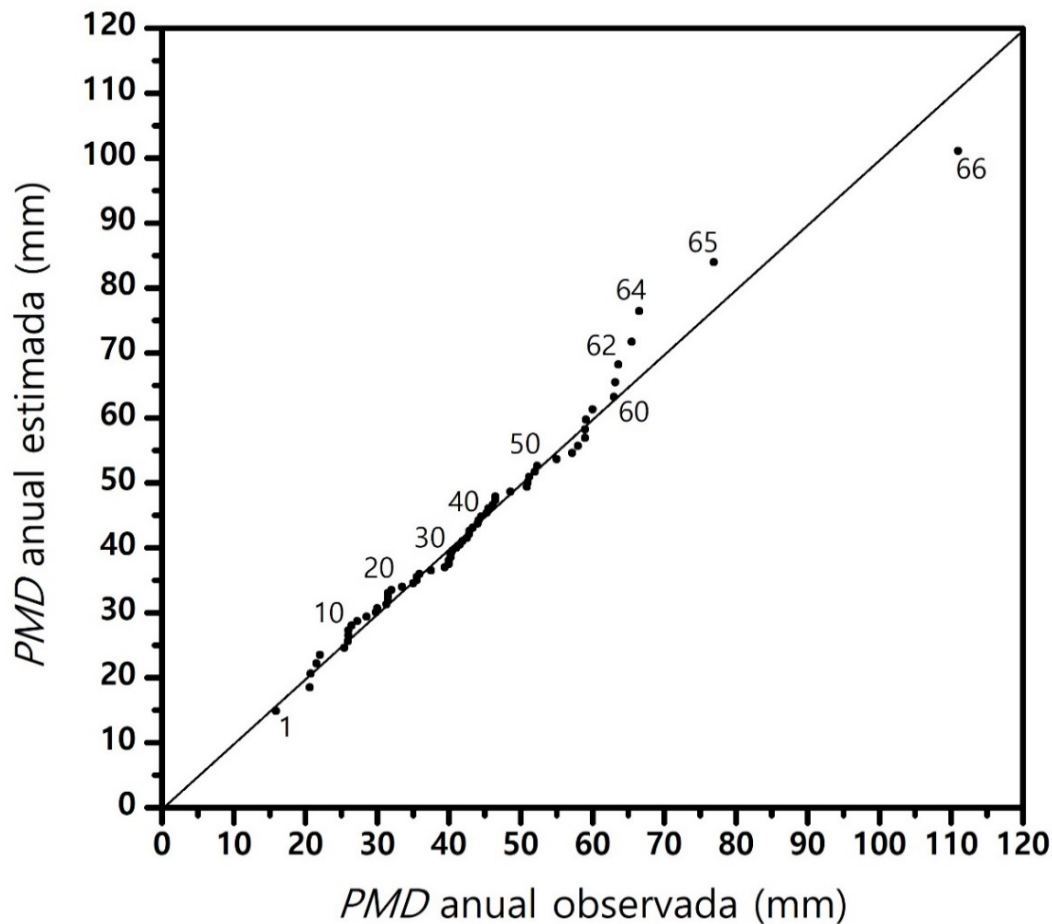


Figura 2. Gráfico Q-Q del registro 9 de *PMD* anual en la estación Los Filtros obtenido con la distribución BEP.

En la Figura 1, hasta el dato número 38 el modelo BEK reproduce de manera exacta los datos de la muestra y, a partir de ahí, subestima los seis siguientes valores y el dato 46; por último, sobreestima ligeramente el 45 y el último. En cambio, en la Figura 2, solo se detecta falta de exactitud en los seis últimos datos, pero no severa.

Conclusiones

Las distribuciones BEK y BEP contrastadas tienen las dos ventajas siguientes: (1) muestran gran versatilidad para representar registros de eventos hidrológicos extremos debido a su cola derecha densa y al uso de dos parámetros de forma, y (2) su método de ajuste por máxima verosimilitud es eficiente, simple y sin complicaciones de cómputo. Por lo anterior, se recomienda su inclusión rutinaria en los análisis de frecuencias de eventos hidrológicos extremos.

En los 11 registros procesados, las predicciones de los tres primeros periodos de retorno ($Tr < 100$ años) son bastante similares. En general, la FDP adoptada por tener menor valor del EEA y EAM conduce a predicciones representativas en los cuatro últimos periodos de retorno altos ($Tr \geq 500$ años). Las dos condiciones anteriores originan confianza en todas las *predicciones* calculadas y en las adoptadas.

Las observaciones deducidas de la Tabla 5 de resultados (errores y predicciones) permiten sugerir la aplicación de las distribuciones BEK y BEP de manera rutinaria para *complementar* a las de aplicación de uso generalizado (LP3, GVE y LOG); sobre todo en la selección de las predicciones por adoptar en los tres periodos de retorno extremos de 1 000, 5 000 y 10 000 años. Lo anterior fue verificado con la distribución BEK que se adoptó en dos registros de Qp y dos de Vol (del 4 al 7) de los ocho procesados, y el modelo BEP se adoptó en dos registros de PMD (9 y 11) de los tres analizados.

Se debe destacar que las conclusiones anteriores están basadas en los resultados de los 11 registros procesados, y por ello pueden dar la impresión de que las distribuciones BEK y BEP son mejores que las de aplicación generalizada, pero no es así, sino que solo deben ser consideradas opciones prácticas y factibles para los análisis de frecuencias de datos hidrológicos extremos.

Agradecimientos

Se agradecen las observaciones y correcciones sugeridas por los árbitros anónimos C, D, E y del editor. Tales correcciones permitieron depurar el texto, para adecuarlo al contexto hidrológico mexicano y ayudaron a justificar la propuesta de aplicación rutinaria de las distribuciones beta-kappa y beta-Pareto en los análisis de frecuencias de datos extremos: crecientes (Q_p , Vol) y lluvias máximas diarias.

Referencias

- 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.
- Benson, M. A. (1962). Plotting positions and economics of engineering planning. *Journal of Hydraulics Division*, 88(6), 57-71. DOI: 10.1061/jYCEAj.0001293

- 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.
- Campos-Aranda, D. F. (1998). Distribución de probabilidades β - p : descripción y aplicación en hidrología superficial. En: *XV Congreso Nacional de Hidráulica (AMH)* (pp. 965-971), del 13 al 16 de octubre, Oaxaca, Oaxaca, México.
- Campos-Aranda, D. F. (2002). Contraste de seis métodos de ajuste de la distribución Log-Pearson tipo III en 31 registros históricos de eventos máximos anuales. *Ingeniería Hidráulica en México*, 17(2), 77-97.
- Campos-Aranda, D. F. (2019). Mejores FDP en 19 series amplias de PMD anual del estado de San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 34-74. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-05-02
- Coles, S. (2001). Theme 2.6.7: Model diagnostics. In: *An introduction to statistical modeling of extreme values* (pp. 36-44). London, UK: Springer-Verlag.
- 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
- Domínguez, M., R., & Arganis, M. L. (2012). Validation of method to estimate design discharge flow for dam spillways with large regulating capacity. *Hydrological Sciences Journal*, 57(3), 460-478. DOI: 10.1080/02626667.2012.665993

- Hosking, J. R. M., & 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, UK: Cambridge University Press.
- 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.
- Mason, S. J., Waylen, P. R., Mimmack, G. M., Rajaratnam, B., & Harrison, J. M. (1999). Changes in extreme rainfall events in South Africa. *Climatic Change*, 41(2), 249-257. DOI: 10.1023/A:1005450924499
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 3. Selecting and checking data series. In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 29-70). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Mielke, P. W. (1973). Another family of distributions for describing and analyzing precipitation data. *Journal of Applied Meteorology*, 12(2), 275-280. DOI: 10.1175/1520-0450(1973)012<0275:AFODFD>2.0.CO;2
- Mielke, P. W., & Johnson, E. S. (1974). Some generalized Beta distributions of the second kind having desirable application features in hydrology and meteorology. *Water Resources Research*, 10(2), 223-226. DOI: 10.1029/WR010i002p00223
- Murshed, M. S., Kim, S., & Pak, J. S. (2011). Beta- κ distribution and its application to hydrologic events. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25(7), 897-911. DOI: 10.1007/s00477-011-0494-4

- Nguyen, T. H., El Outayek, S., Lim, S. H., & Nguyen, T. V. T. (2017). A systematic approach to selecting the best probability models for annual maximum rainfalls - A case study using data in Ontario (Canada). *Journal of Hydrology*, 553, 49-58. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.07.052
- Oberhettinger, F. (1972). Chapter 15. Hypergeometric functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (pp. 555-566). New York, USA: Dover Publications.
- Öztekin, T. (2007). Wakeby distribution for representing annual extreme and partial duration rainfall series. *Meteorological Applications*, 14(4), 381-387. DOI: 10.1002/met.37
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8. Tests on hydrologic data. Chapters 7, 8 and 9. In: *Flood frequency analysis* (pp. 12-21, 207-321). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Stedinger, J. R. (2017). Chapter 76. Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed.). (pp. 76.1-76.8). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Strupczewski, W. G., Markiewicz, I., Kochanek, K., & Singh, V. P. (2008). Short walk into two-shape-parameter flood frequency distributions. In: Singh, V. P. (ed.). *Hydrology and hydraulics* (pp. 669-716). Highlands Ranch, USA: Water Resources Publications.
- Teegavarapu, R. S. V., Salas, J. D., & Stedinger, J. R. (2019). Chapter 1. Introduction. In: *Statistical analysis of hydrologic variables* (pp. 1-4). Reston, USA: American Society of Civil Engineers.

- WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow frequency* (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
- Wilks, D. S. (1993). Comparison of three-parameter probability distributions for representing annual extreme and partial duration precipitation series. *Water Resources Research*, 29(10), 3543-3549. DOI: 10.1029/93WR01710
- Wilks, D. S. (2011). Theme 4.5. Qualitative assessments of the goodness fit. In: *Statistical methods in the atmospheric sciences* (3rd ed.) (pp. 112-116). San Diego, USA: Academic Press (Elsevier).

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-10

Notas

Evolución del derecho de aguas y aproximación a la solución de controversias hídricas en Perú

Evolution of water law and approach to the solution of water disputes in Peru

Edilberto Guevara-Pérez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2813-2147>

¹Posgrado, Universidad Nacional Agraria, Lima, Perú,
eguevara99@gmail.com

Autor para correspondencia: Edilberto Guevara-Pérez,
eguevara99@gmail.com

Resumen

En esta investigación se lleva a cabo un análisis de la evolución histórica del derecho de aguas de Perú y se discuten los resultados obtenidos por el Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas (TNRCH) de la Autoridad Nacional del Agua (ANA) durante el periodo 2014-2020. En Perú, el derecho de aguas ha evolucionado desde los tiempos coloniales. En 2008 se inició un importante cambio en la gestión de los recursos

hídricos, creando la ANA y promulgando la Ley de Recursos Hídricos en 2009; en esta última se contempla la creación del TNRCH, órgano colegiado que resuelve en segunda y última instancia administrativa. En este trabajo se dan los resultados de dicho órgano colegiado. Se espera que el aporte coadyuve a mejor el desempeño de la institución en la solución de las controversias hídricas incrementando la predictibilidad.

Palabras clave: TNRCH, legislación hídrica, ANA, controversias hídricas, derecho de agua.

Abstract

In this research, an analysis of the historical evolution of the water law of Peru is carried out and the results obtained by the National Court for the Resolution of Water Disputes of the National Water Authority during the period 2014-2020 are discussed. The institutions that manage and resolve disputes over the use of water have evolved. Since colonial times, written water regulations in Peru are abundant. Twelve years ago, Peru began an important change in the management of its water resources, creating in 2008 the National Water Authority and enacting the Water Resources Law in 2009. The latter contemplates a functionally independent body to resolve water disputes in the second and last administrative instance, it is the National Court for the Resolution of Water Disputes, whose performance is analyzed in this work. It is expected that the contribution will help improve the performance of the institution in the solution of water disputes, while increasing the culture of water as a wealth of knowledge achieved by research.

Keywords: TNRCH, water legislation, ANA, water law water disputes.

Recibido: 16/11/2021

Aceptado: 22/08/2022

Publicado Online: 23/08/2022

Introducción

La visión de normas como un mecanismo que regule la conducta de las personas es extensiva para el caso de la gestión del agua y la solución de las controversias hídricas. A lo largo de la historia ha habido eventos significativos en la gestión y el desarrollo de obras para el uso del agua. El agua ha sido un tema de medición sistemática y estudio científico desde el siglo XVII (Guevara-Pérez, 2012).

Desde la antigüedad, la gestión del agua se refería al manejo agrícola; es decir, al riego, porque ese era el uso principal (Guevara-Pérez, 2015; Guevara-Pérez, 2016), y en ese sentido ha surgido el derecho de aguas. En Perú, las normas hídricas se han mantenido vigentes muchos más años que las propias cartas constitucionales: de 1898 a 2006 hubo cuatro constituciones y solo dos leyes de agua. Actualmente, la legislación hídrica se refiere a la gestión integrada y multisectorial, en razón de la evolución de los otros sectores de usuarios, algunos de ellos altamente prioritarios (Guevara & De-la-Torre, 2019). En 2008 se creó la Autoridad Nacional del Agua (ANA); en 2009 se promulgó la Ley de Recursos Hídricos (LRH), y en 2010 se aprobó su Reglamento (RLRH) (República del Perú, 2010). Esta ley establece que la ANA es un

órgano desconcentrado adscrito al Ministerio de Agricultura y Riego, rector y líder del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos, articulador del accionar del Estado, conductor de los procesos de gestión integrada y de la conservación de la calidad del agua, los ecosistemas y bienes asociados. La máxima autoridad es el Consejo Directivo y por debajo en el organigrama institucional están el jefe de la ANA, el Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas (TNRCH), la Gerencia General, cinco direcciones de línea, oficinas de apoyo (Administración, Programación y Presupuesto, Asesoría Jurídica); y como órganos desconcentrados 14 autoridades administrativas del agua (AAA), 72 administraciones locales del agua (ALA) y consejos de recursos hídricos de cuenca (CRHC). Por primera vez, la legislación de agua peruana contempla la creación del TNRCH, órgano colegiado funcionalmente independiente y autónomo para resolver las controversias hídricas a nivel nacional en segunda y última instancia administrativa (ANA, 2018; Gonzales-Barrón, 2021; Bocchio-Carbajal, 2022).

En este trabajo se analiza la evolución histórica del derecho de aguas de Perú y los resultados obtenidos por el TNRCH, los cuales constituirán herramientas para mejorar el desempeño de la Autoridad Nacional del Agua.

Revisión bibliográfica

Rol del curaca en la cosmovisión andina. En la cosmovisión andina, la naturaleza es concebida como un organismo vivo, altamente sensible, capaz de responder con generosidad al buen trato y con ferocidad ante una agresión. El río es el eje de orientación, pues define los sentidos de las ubicaciones: arriba, abajo, izquierda y derecha. Se vive, se trabaja y se camina en las laderas andinas, en los valles costeros y en las riberas amazónicas. El río es fuente de vida, dinamiza los poblados y es eje orientador de la actividad de los pueblos (Milla-Villena, 2008). Los curacas eran el eje del sistema político, y trascendieron a la formación y dispersión de los diferentes imperios andinos y a los señoríos regionales. Eran la autoridad y quienes tenían la capacidad para asegurar el orden y facilitar el funcionamiento del sistema. La importancia del curaca se revela en el manejo de los recursos, la descentralización, percepción, regulación, inversión y distribución (Ramírez-Horton, 2000; Ramírez-Horton, 2002; Amat-y-León, 2012).

Los jueces de agua de Corongo. El Sistema Tradicional de Jueces de Agua de Corongo es una estructura organizativa creada por los habitantes de ese pueblo del norte del Perú, que gestiona el abastecimiento de agua y cultiva al mismo tiempo la memoria histórica. Los orígenes de este sistema se remontan al periodo preincaico, y su objetivo primordial es lograr un abastecimiento equitativo y sostenible de agua, así como una gestión adecuada de la tierra. Su máxima autoridad es el juez de agua, que se encarga de la gestión de los recursos hídricos con base en tres principios fundamentales: solidaridad, equidad y respeto

de la naturaleza (Ministerio de Cultura, 2015). La cultura inca habría implementado tres normas de convivencia social: *ama sua* (no seas ladrón); *ama quella* (no seas ocioso), y *ama llulla* (no seas mentiroso), que estarían vigentes también en la gestión del agua hasta el inicio de la época colonial, en el siglo XV.

Tribunal de las aguas de Valencia, España. El Tribunal de las Aguas de la Vega de Valencia es una institución de justicia encargada de dirimir los conflictos derivados del uso y aprovechamiento del agua de riego entre los agricultores de las comunidades de regantes de las acequias que forman parte de ellas. Se reúne cada jueves del año (excepto festivos y aquellos que van desde Navidad a Reyes) en la Puerta de los Apóstoles de la Catedral de Valencia; es del tipo cultural inmaterial (Bonet-Navarro, 2014). De acuerdo con Thomas Glick (Glick, 1967; Glick, 1968; Glick, 1970), el origen del Tribunal de las Aguas no sería debido a ningún rey o califa sino que se trataría de una institución de muy larga evolución. Es probable que el paso para convertirse de una reunión de *sequiers* (operadores de acequias) en un tribunal tal y como se concibe hoy se produjera precisamente en los mismos años en que Borrull defendía su permanencia en las cortes de Cádiz, con el objetivo de adecuarlo a la jurisdicción del Estado liberal (Pérez-García, 1989).

El Consejo de Hombres Buenos de Murcia, España. El Consejo de Hombres Buenos es un tribunal consuetudinario encargado de dirimir conflictos de riego en la Huerta de Murcia, creado en 1848, cuyas reglas y autoridad vienen dadas por la tradición y la costumbre. En 2009 es elegido, junto con el Tribunal de las Aguas de Valencia, como Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad por la UNESCO. Los juicios del

Consejo de Hombres Buenos son orales; habitualmente un escribano recupera las declaraciones. La instancia está presidida por el alcalde o su delegado con voto dirimente en caso de empate y que se encarga de llevar a efecto las resoluciones. Le corresponde también la facultad de multar a los vocales que no asistan a las reuniones. El Consejo de Hombres Buenos lo componen cinco vocales titulares y cinco procuradores. Su objetivo es fallar y resolver las cuestiones y demandas sobre infracciones determinadas en las ordenanzas de la Huerta de Murcia. El Tribunal de Aguas de Valencia y el Consejo de Hombres Buenos han sido reconocidos como tribunales consuetudinarios por la Ley Orgánica del Poder Judicial de España.

Tribunal Latinoamericano del Agua (TLA). Ante la problemática ambiental por el mal uso de los recursos naturales se constituyó el TLA en 1998 y sesionó por primera vez en San José de Costa Rica en 2000. Inicialmente, las acciones de este Tribunal estuvieron circunscritas al istmo centroamericano, pero después de unos veinte años, este tribunal empieza a celebrar audiencias públicas de juzgamiento a nivel latinoamericano con casos de México, Centroamérica, Ecuador, Bolivia, Brasil y Chile (www.tragua.com). Las resoluciones del Tribunal no son vinculantes para las partes, solo se trata de un tribunal de ética en el manejo del recurso hídrico. Las audiencias públicas que realiza el TLA funcionan como espacios de discusión y controversia oral y pública desde los cuales se generan criterios y recomendaciones técnica y científicamente fundamentados.

Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas de Perú (TNRCH). El TNRCH fue creado por la LRH como órgano

funcionalmente independiente y autónomo para resolver las controversias hídricas. Es un órgano colegiado compuesto por cinco vocales que, a nivel nacional, resuelve en segunda y última instancia administrativa los recursos interpuestos contra los actos administrativos de los órganos desconcentrados y órganos de línea de la ANA respecto a los derechos de uso del agua, procedimientos sancionadores por infracciones hídricas y bienes asociados, entre otros, con predictibilidad, seguridad jurídica y aplicación independiente de la ley (Guevara-Pérez, E., & Aguilar, J. (2015). Para cumplir con sus funciones, el TNRCH está conformado por una Secretaría Técnica a cargo de un profesional en derecho; analistas jurídicos y técnicos; apoyo secretarial y administrativo, y apoyo técnico en archivo y digitalización. Los recursos administrativos se agrupan en materias y submaterias, las cuales se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Materias y submaterias en las que se han agrupado los recursos administrativos introducidos por los usuarios o administrados.

Núm.	Materia	Submateria
1	Proceso administrativo sancionador (PAS)	1) Usar o desviar sin DUA; 2) construir o modificar sin autorización; 3) contaminar las fuentes naturales de agua; 4) efectuar vertimiento y reúso de aguas residuales; 5) arrojar residuos sólidos en cuerpos de agua; 6) ocupar o desviar los cauces y fajas marginales; 7) destinar las aguas a predios o usos distintos; 8) utilizar el agua con mayores caudales o volúmenes; 9) transferir o ceder las aguas a terceros; 10) falta de pago de retribución económica o tarifas; 11) mantener en malas condiciones la infraestructura hidráulica; 12) impedir u obstaculizar las inspecciones; 13) no avisar oportunamente sobre el no uso del agua; 14) sustraer o impedir el uso del agua; 15) dañar, destruir u obstruir las obras hidráulicas; 16) no dar aviso oportuno del no uso del agua; 17) sustraer o impedir el uso del agua; 18) dañar, obstruir o destruir las obras hidráulicas; 19) otros.
2	Derecho de uso de agua superficial (DUA)	1) Licencia (procedimiento ordinario, regularización, formalización y modificación); 2) permiso; 3) autorización; 4) extinción y otorgamiento; 5) otro.
3	Derecho de uso de agua superficial (DUA)	1) Licencia (procedimiento ordinario, regularización, formalización y modificación); 2) extinción y otorgamiento; 3) veda; 4) otro.
4	Faja marginal	1) Delimitación; 2) ocupación
5		Autorización de vertimientos
6		Autorización de reúso
7	Régimen económico	1) Retribución económica; 2) tarifa
8	I.H.	Infraestructura hidráulica
9	OUA	Organización de usuarios (OU)
10	Inhibición	
11	D	Desistimiento o abandono
12	AVI	Autorización de vertimientos impugnables
13	Otras materias	

Materiales y métodos

La investigación se lleva a cabo en dos fases: 1) análisis y evaluación de la evolución histórica del derecho de aguas de Perú, y 2) análisis y evaluación de los resultados obtenidos por el TNRCH de la ANA durante el periodo 2014-2020.

Para la primera fase del trabajo se siguió una metodología basada en investigaciones de fuentes secundarias, recopilando información sobre el desarrollo histórico del derecho jurídico, el derecho de aguas y la legislación hídrica de Perú. Se llevó a cabo un análisis comparativo de la normativa y la solución de las controversias hídricas a lo largo del tiempo, utilizando información proveniente de trabajos académicos, publicaciones científicas y otras fuentes de información. En la segunda fase se procesó la información estadística de los resultados obtenidos por el TNRCH de la ANA de Perú en siete años de funcionamiento (2014-2020), extraída del repositorio de la ANA y la base de datos del TNRCH para el mismo periodo.

Discusión de los resultados

Análisis de la evolución histórica del derecho de agua de Perú

El derecho de agua se deriva de la gestión del recurso y el manejo de la infraestructura para el uso del mismo; sus antecedentes históricos se remontan hasta el inicio de la civilización. En el Génesis se cita a Anraphel, rey de Shinar, contemporáneo de Abraham, y que probablemente sea el

mismo Hammurabi, sexto rey de la 1ª dinastía de Babilonia, que promulgó el llamado Código de Hammurabi, el cual data del año 2000 a.C., de cuyo contenido se deduce la dependencia que se tenía del regadío (Lara, 1982; Guevara-Pérez, 2015; Guevara-Pérez, 2016; Academia Play, 2018).

El antiguo proverbio chino “Gobernar las montañas es gobernar las aguas” revela el principio general aprendido de estos eventos: que la gestión de las cuencas aguas arriba es necesaria para controlar las inundaciones aguas abajo (Bennett, 1939; Chang, 2013). En China se usa agua de pozos desde hace más de 6 000 años, y obras hidráulicas para riego y control de inundaciones desde el 3000 a.C. (Young, 1985; Wang, 1983; los tres citados por Chang, 2013).

En Medio Oriente, los pueblos de Asiria, Babilonia, Egipto e Israel comenzaron la construcción de sistemas de abastecimiento de agua y drenaje hace unos 5 000 años. La represa conocida más antigua fue construida en Egipto alrededor del año 3000 a.C. para almacenar agua potable y para riego (Boyer, 1964).

En Europa, los romanos construyeron numerosos acueductos para proporcionar agua a las ciudades y lugares industriales en su imperio.

En el siglo XIII, Luis VI de Francia promulgó el *Decreto de Aguas y Bosques* en 1215, considerado el documento escrito más antiguo en Occidente sobre la relación entre aguas y bosques (Andréassian, 2004).

Los primeros antecedentes de los sistemas jurídicos se remontan a la época de los romanos y, en lo concerniente a las aguas, el derecho romano es eminentemente liberal y privatista; sin embargo, el agua separada de la fuente o curso natural, sea por recipiente, sea por artificio técnico, conlleva a la cesación del *régimen jurídico de las aguas*, pasando

a convertirse en un mueble común y ordinario. El esquema legalista de las aguas llegó a América Latina por la legislación indiana, común durante la época del virreinato; aunque, en el caso peruano, el sistema normativo precolombino de usos y costumbres del agua se mantuvo vigente durante el siglo XIX. En general, ha habido una evolución de la monarquía absolutista a los estados republicanos con constituciones y códigos civiles (Gonzales-Barrón, 2021; Biondi, 2003; Vergara, 1998; Novoa, 1979; Atienza & Ruiz, 2006).

El derecho de aguas ha pasado por varias etapas. En sus inicios, solo era un conjunto de normas civiles que regulaban el problema de las aguas, además de reglas que reconocían su carácter de cosa común en los grandes ríos, lo que existió desde el derecho romano hasta el advenimiento de los Estados modernos. Luego, la regulación se modificó a partir del siglo XV hasta el XIX, cuando el agua de ciertos ríos se consideró patrimonio real, con el consiguiente pago de regalías por parte de los que requerían del uso. Posteriormente, la normativa pasó a formar parte del derecho agrario, al considerar que *tierra y agua* conforman la unidad productiva. Más tarde, el derecho de aguas gana autonomía, no solo porque el recurso se convierte en público, total o casi totalmente, sino porque se vincula con la agricultura y con todas las actividades productivas; además, se incrementa la relevancia de la variable ambiental y técnica. En consecuencia, el derecho de aguas se convierte en una disciplina jurídica con una fuerte dosis de autonomía y un elevado número de normas. De ese modo, el *derecho contemporáneo de aguas* puede definirse como el conjunto de principios y normas de carácter jurídico que regula las distintas relaciones jurídicas que nacen en torno a la adecuada

planificación y gestión de las aguas continentales, superficiales o subterráneas, de tal manera que permita el aprovechamiento sostenible del recurso, en armonía con los fines vitales ambientales, sociales y culturales, conservando el ciclo hidrológico, los ecosistemas, la calidad del agua y bienes asociados. Esta condición requiere que el recurso agua tenga la condición de bien público (Gonzales-Barrón, 2021; Embid-Irujo, 2012).

Según Embid-Irujo (2007), el derecho contemporáneo de aguas, en gran parte se ubica dentro del derecho público, y, en forma más específica, del derecho administrativo. De manera fundamental se trata de derecho interno. Su base técnica se apoya en diferentes ámbitos: hidrología, geología, ingeniería, agronomía, climatología, sistemas geográficos de información y biometría. Goza de una importante base ambiental; contempla a la planificación hidrológica como pieza fundamental de la disciplina, abarcando todas las aguas que conforman un ciclo natural, y a la información hidrológica para efecto de conocer las disponibilidades hídricas, el potencial de la demanda y la realidad de la cuenca. Tiene raíces sociológicas muy marcadas: el aprovechamiento de las aguas toma en cuenta a los usuarios, sus organizaciones, usos o costumbres, por lo que delega en ellos una parte de la gestión operativa de los recursos hídricos. Es dinámico por esencia: los cambios de circunstancias en las variables hídricas, ambientales, sociales, productivas y tecnológicas conlleva la necesidad de actualizar, adecuar o modificar las normas en forma constante.

En cuanto a Perú, desde el inicio del periodo colonial ha habido normas tan particulares como los textos escritos por especialistas de la

época, sin autoridad legislativa. Estas normas, específicamente aplicadas a valles de la costa adquirieron la condición de regulación privada-oficializada, primero como usos, después como derecho legislado, que rigieron durante la Colonia y llegaron hasta el siglo XX. Luego se pasó a una regulación estatal-oficial, con el Código de Aguas de 1902 (CA), la Ley General de Aguas de 1969 (LGA), la Ley de Recursos Hídricos de 2009 (LRH), y una multiplicidad de reglamentos, directivas y lineamientos aprobados por los órganos técnicos. El derecho de aguas también sufrió una transformación radical, en principio, considerado parte del derecho civil, con pocas disposiciones administrativas, en la que se reconocía parcialmente la propiedad privada sobre los recursos hídricos hasta llegar a una legislación contrapuesta, con un criterio publicista de las aguas, en todo el ciclo hidrológico y una única autoridad nacional (ANA) encargada de la gestión integrada multisectorial del agua, en armonía con su carácter de fuente de vida, su valor económico, ambiental y social, consagrado, por último, en la propia Constitución por medio de la Ley 30588 de la Reforma Constitucional de 2017, cuyo artículo 7-A indica: “El Estado promueve el manejo sostenible del agua, el cual se reconoce como un recurso natural esencial y como tal, constituye un bien público y patrimonio de la Nación. Su dominio es inalienable e imprescriptible” (Gonzales-Barrón, 2021; Bocchio-Carbajal, 2022).

Época prehispánica. Las grandes culturas preincaicas, como la chavín (1000 a.C.), mochica (900 d.C.), chimú (1400 d.C.) y nazca (1400 d.C.), destacaron en la gestión de los recursos hídricos, teniendo como base económica la agricultura. Los incas desarrollaron un cuerpo especializado de administradores y gestores que trabajaron al lado de

expertos en obras hidráulicas, reclutados desde las culturas precedentes. Una población de unos 10 millones de habitantes se alimentó de la producción de superficies de riego estimadas en 750 mil hectáreas en la costa y 350 mil hectáreas en la sierra, que fueron posibles por la administración y conservación de sus recursos hídricos (ANA, 2013).

El sistema peruano de las aguas en el imperio incaico se asocia con la cosmovisión inca. Es notable la importancia del agua en la organización económica, social, política y territorial del Cusco incaico. Debido a la asociación *tierra y agua*, la historia de la gestión de los recursos hídricos en el Perú y su legislación están relacionadas con la agricultura como actividad económica principal en el desarrollo general del país, y comprende también la historia de la defensa de los derechos del agua en igualdad de condiciones de todos sus usos, los cual se ha venido consolidando en los últimos años.

Época colonial. En 1532 llegaron los españoles y encontraron un vasto imperio, de inmensa geografía y enormes recursos naturales. Luego se fundaron las primeras ciudades de corte hispano a lo largo del país: Piura, Jauja, Lima, Cuzco, Huamanga y Arequipa; todas ellas asientan por escrito el acto fundacional en los libros de los nacientes cabildos, teniendo como requisito primordial para su establecimiento la existencia de un lugar con abundantes fuentes de agua. Durante el periodo colonial español, la orientación de la economía hacia la explotación minera y la reducción de la población causaron la crisis de la agricultura y, con ella, la de la gestión de los recursos hídricos. El primer intento de organizar la distribución del agua fue en 1558, cuando se formó un libro de ordenanzas de aguas de la ciudad de Lima (ANA, 2013).

Dado el régimen hidrológico estacional con intensas lluvias y prolongados periodos de sequía, más tarde se dictaron diferentes disposiciones para su buena administración. En 1536, el emperador Carlos V dispuso que:

“(...) el mismo orden que habían tenido los indios en la división y repartimiento de las aguas, se guardase y se practicase entre los españoles en quienes tuvieran repartidas las tierras y que para esto intervinieran los mismos naturales que antes lo habían tenido a su cargo, con cuyo parecer debían ser regadas (...)”.

En 1550, la corona española nombró Jueces de Aguas para resolver los conflictos en materia hídrica (Guevara-Pérez, 2015; Gonzales-Barrón, 2021).

El virrey Andrés Hurtado de Mendoza creó el Juzgado Privativo de Aguas de la Real Audiencia de Lima (1556) y nombró un Juez de Aguas (Lizarzaburu, 2018). El virrey Toledo, después de visitar el valle de río Rímac, concluyó que hacía falta un reglamento más severo, ya que los indígenas seguían siendo objeto de abusos en lo relativo a la distribución hídrica; por tanto, en 1577 elaboró las Ordenanzas de Toledo, un marco legal muy específico para el uso del recurso y de la infraestructura hídrica: *La ordenanza sobre distribución de aguas del valle de Lima*. Uno de los aspectos que se regularizó con esta medida fue la cantidad de agua que debía ingresar a las casas y chacras, así como señalar la responsabilidad que tenían los propietarios en el mantenimiento de las acequias.

En 1660, el Lic. Antonio Saavedra y Leyva promulga el Reglamento de Aguas de los valles de Chicama, Moche y Virú, que se pone en operación en 1660. El Juez de Aguas de Lima dicta el Reglamento de Cerdán, publicado en 1793 (Guevara-Pérez, 2015).

No se tiene referencias sobre los procesos administrativos y judiciales que resolvían las controversias hídricas, aparentemente de eso se encargaban los cabildos.

Época republicana. Las leyes dadas en la Colonia siguieron rigiendo el uso y distribución del agua en la República. Ocho décadas después se dio el *Código de Aguas de 1902*, producto de la modernización y expansión de la agricultura costera; la expansión de los sistemas de riego, y el auge de los productos agrícolas de exportación entre 1890 y 1920 (caña de azúcar y algodón), dado que el agua era el elemento fundamental y condicionante para este desarrollo agrícola acelerado de la costa. Así, se aprobó el Código de Aguas, claramente influenciado por el código español de 1879, y que algunos criticaban y consideran simplemente una copia de dicha norma española (Guevara-Pérez, 2015). El Código tiene un marcado sesgo liberal y llega a reconocer derechos de propiedad sobre el agua a los propietarios por cuyos terrenos discurre; más aún si la fuente se origina en esos predios. Este Código permitió el afianzamiento y crecimiento de las haciendas, en perjuicio de las comunidades indígenas y pequeños propietarios (Burga, 2019).

Debido a los conflictos ocasionados por el poder que los hacendados ejercían frente a los pequeños agricultores o indígenas, el gobierno se vio obligado a reformar el Código de Aguas, y a crear un organismo con funcionarios estatales compuesto por ingenieros o técnicos encargados de

vigilar las labores en torno al riego y evitar los abusos que en la distribución del agua se cometían en perjuicio de los indígenas. En 1911 se creó en el Ministerio de Fomento la Dirección de Aguas y Agricultura, y en esa década fueron establecidas también las Comisiones Técnicas de Lambayeque, La Libertad, Lima e Ica, a cargo de un administrador, un ingeniero o un técnico, quien dirigía los trabajos en torno al riego y la distribución del agua (Guevara-Pérez, 2015). Estas comisiones eran las encargadas de dirimir las controversias hídricas.

La Constitución Política del Perú de 1933 fue el primer texto constitucional que se ocupó de los recursos naturales, estableciendo que todos ellos pertenecen al Estado. Esa norma hubiera modificado drásticamente el Código de Aguas, si el artículo 37 de la Constitución no hubiera dejado a salvo, como excepción, a los denominados derechos adquiridos, salvedad que permitió que el Código mantuviera su vigencia hasta la promulgación de la Ley General de Aguas (LGA) en 1969.

En 1969 se promulgó la Ley General de Aguas (LGA) un mes después de la Ley de Reforma Agraria, derogando el Código de Aguas de 1902. Esta ley vino a ser una reivindicación del Estado como propietario del agua. Fue concebida desde el primer momento como una norma complementaria de dicho proceso de reforma, como se percibe con claridad en el artículo 1, al declarar que las aguas, sin excepción alguna, son propiedad del Estado, y su dominio es inalienable e imprescriptible. No hay propiedad privada de las aguas ni derechos adquiridos sobre ellas, desconociendo al mismo tiempo cualquier derecho adquirido sobre ellas.

Durante el periodo de vigencia de la LGA, las controversias hídricas las resolvían las autoridades técnicas de distritos de riego (ATDR) y las direcciones regionales del Ministerio de Agricultura.

Normativa hídrica actual de Perú (2022). Hace 14 años, Perú inició un importante cambio en la gestión de los recursos hídricos. Primero, en 2008, creando la ANA como la institución encargada de la gestión; luego, en 2009, con la promulgación de la LRH (No. 29338), y en 2010 aprobando el Reglamento (RLRH) y creando los consejos de recursos hídricos de cuenca (CRHC). Por primera vez en la legislación peruana se contempla un proceso administrativo específico para resolver las controversias hídricas, disponiendo que las oficinas desconcentradas y de línea de la ANA sean los órganos instructores de primera instancia, y estableciendo en el artículo 22 de la LRH la creación del TNRCH como organismo funcionalmente independiente para resolver dichas controversias en segunda y última instancia administrativa, que entró en funcionamiento en 2014.

Con la nueva legislación se pasó de una visión de gestión del agua sectorial (agrarista) por distrito de riego a funcionar con una visión amplia de gestión integrada multisectorial por cuenca.

La estructura básica de la ANA está compuesta por los órganos siguientes: Consejo Directivo; Jefatura; TNRCH; órganos de apoyo, asesoramiento y línea; órganos desconcentrados, denominados autoridades administrativas del agua (AAA), administraciones locales de agua (ALA) que dependen de las AAA. La LRH No. 29338 y su Reglamento regulan el uso del agua y la gestión de los recursos hídricos, comprendiendo el agua superficial y subterránea, continental, y los bienes

asociados con ésta; se extiende al agua marítima y atmosférica en lo que resulte aplicable. La LRH se estructura en 13 títulos, 10 capítulos, 4 subcapítulos y disposiciones complementarias, basados en tres pilares fundamentales: social, ambiental y económico, y en los 11 principios que se indican a continuación (ANA, 2018; Gonzales-Barrón, 2021; Bocchio-Carbajal, 2022): 1) valoración sociocultural, económica y ambiental del agua y de gestión integrada del agua; 2) prioridad en el acceso al agua, para la satisfacción de las necesidades primarias; 3) participación de la población y cultura del agua; 4) seguridad jurídica, sea público o privada, o en coparticipación; 5) respeto de los usos del agua por las comunidades campesinas y comunidades nativas; 6) sostenibilidad; 7) descentralización de la gestión pública del agua y de autoridad única; 8) principio precautorio sobre el peligro de daño grave o irreversible, o extinción que amenace las fuentes de agua; 9) eficiencia y conservación; 10) gestión integrada participativa por cuenca hidrográfica; y 11) tutela jurídica: protección, supervisión y fiscalización.

Discusión de los resultados obtenidos por el TNRCH

Precedentes vinculantes (PV). En el periodo 2014-2020, el TNRCH ha establecido 11 precedentes vinculantes para llenar los vacíos normativos que se han encontrado en el análisis de los expedientes que dan origen a las resoluciones. A continuación se presenta un resumen, indicando el número de la resolución y el tema que se ha normado:

1. Resolución No. 139-2014-ANA/TNRCH: se configuran las infracciones sobre vertimientos.

2. Resolución No. 170-2014-ANA/TNRCH: se precisa el permiso de uso de agua para aguas residuales.
3. Resolución No. 190-2014-ANA/TNRCH: se establece el contenido mínimo de datos que debe llevar una licencia de uso de agua.
4. Resolución No. 405-2014-ANA/TNRCH: el RADA tiene naturaleza declarativa de derechos de uso de agua.
5. Resolución No. 052-2015-ANA/TNRCH: para usuarios industriales de una EPS. Se precisa que puede usar el agua reusada para los mismos fines de su actividad principal.
6. Resolución No. 614-2015-ANA/TNRCH: se establecen los alcances de uso productivo del uso de agua.
7. Resolución No. 769-2015-ANA/TNRCH: se establece la notificación de delimitación de faja marginal.
8. Resolución No. 326-2017-ANA/TNRCH: se aclara el alcance del artículo 22 de la LRH para conocer la vía del recurso de revisión.
9. Resolución No. 451-2017-ANA/TNRCH: se establece que no corresponde intervenciones de terceros impugnantes luego de haberse resuelto el procedimiento administrativo.
10. Resolución No. 727-2017-ANA/TNRCH: se declara la incompetencia del TNRCH para pronunciarse sobre cuestiones de procesos electorales de organización de usuarios.
11. Resolución No. 730-2017-ANA/TNRCH: se establece que la delimitación de sectores hidráulicos es una actividad de oficio y no puede ser sujeta a impugnación por usuarios.

Cuatro de los precedentes se han desarrollado durante el año 2014; tres durante 2015 y los cuatro restantes en 2017. No se han detectado vacíos normativos en los expedientes resueltos en los años 2018 a 2021. Esto se debe a que la materia de los expedientes se repite y en muchos casos ya se han utilizado los precedentes establecidos. Debido a que los precedentes son de aplicación obligatoria, la casuística relacionada ha disminuido, incrementando la predictibilidad del TNRCH.

Discusión de los resultados del TNRCH. En la Tabla 2 se presentan las estadísticas de los expedientes resueltos y las correspondientes resoluciones emitidas por el TNRCH durante el periodo 2014-2020. Los expedientes que ya estaban en los archivos de la ANA antes del 24-02-2014 —fecha establecida para la instalación del órgano colegiado— se han denominado “pasivos”.

Tabla 2. Resumen del número expedientes que ha recibido y resuelto el TNRCH durante el periodo 2014-2020.

Periodo	Núm. de expedientes recibidos	Núm. de expedientes resueltos	Núm. de expedientes por resolver
Pasivos	557		
2014	680	478	759
2015	537	853	443
2016	707	666	484
2017	1 486	1 163	807
2018	1 646	2 033	417
2019	1 238	1 452	203
2020	573	573	203
Total	7 424	7 218	206

El 24 de febrero de 2014, fecha en la que se instaló el TNRCH e inició sus actividades, existían en los archivos de la OAJ (Oficina de Asesoría Jurídica) 557 expedientes (*pasivos*); ingresaron 680 nuevos en 2014; 537 en 2015; 707 en 2016; 1483 en 2017; 1646 en 2018; 1 238 en 2019, y 573 en 2020; esto hace un total de 7 424 expedientes. Con excepción del año 2020, afectado por la pandemia de la COVID-19, el número de expedientes administrativos que ingresaron al TNRCH tuvo una tendencia creciente, probablemente porque el nivel de predictibilidad de la autoridad en la solución de los casos se incrementó con la creación del TNRCH como órgano colegiado orientado específicamente a la resolución de las controversias hídricas.

La solución de los expedientes administrativos se expresa como resoluciones emitidas por el TNRCH. En 2014 se resolvieron 478; en 2015, 853; en 2016, 666; 1 163 en 2017; 2 033 en 2018; 1 452 en 2019, y 573 en 2020, acumulando un total de 7 218 expedientes resueltos durante el periodo 2014-2020. La resolución de los expedientes administrativos (emisión de resoluciones por parte del TNRCH) no ha tenido la misma tendencia que los ingresos. Esto se puede atribuir a los problemas administrativos y presupuestales relacionados con la adecuación de los espacios físicos y a la contratación de personal con ingresos atractivos para cubrir los requerimientos de recursos humanos previamente estimados y sustituir a los que iban renunciando; además, está el hecho de la falta de experiencia de los analistas y la complejidad de los expedientes.

Otro de los factores que ocasionó el aumento de los ingresos de expedientes administrativos fue la implementación del DS 007-2015-MINAGRI, referido a la formalización y regularización de usuarios que no disponían de derechos de uso de agua (DUA), en especial en las zonas declaradas en estado de veda, como Tacna e Ica. Desde su implementación han ingresado muchos expedientes provenientes de las AAA I-C-O, AAA II-CH-CH y AAA III-C-F; es altamente probable que en todos los órganos desconcentrados aún existan muchas solicitudes relacionadas con este decreto.

Sentido de la decisión en las resoluciones del TNRCH

El TNRCH evalúa los recursos administrativos introducidos contra lo que en el Tribunal se denominan emitidas en primera instancia, y sobre dicha evaluación decide si confirma o no las mencionadas resoluciones. A esta comparación se le denomina aquí “sentido de las resoluciones del Tribunal”. En la Tabla 3 se presentan los resultados obtenidos en ese proceso de comparación. Las resoluciones emitidas en primera instancia, que se confirman en la segunda, son aquellas que se declaran como infundadas e improcedentes, ítems considerados por separado en la Tabla 3. Las decisiones de la primera instancia que no se confirman en la segunda se declaran como fundadas, nulas (nulidades) y caducas (caducidades) de oficio, igualmente consideradas como ítems separados en la Tabla 3.

Tabla 3. Sentido de las resoluciones emitidas por el TNRCH durante el periodo 2014-2020.

Sentido de las resoluciones		Cantidad	Total	Porcentaje (%)
No confirmadas	Fundadas	828	1 685	23.34
	Nulidades y caducidades de oficio	857		
Confirmadas	Infundadas y confirmadas	3 744	3 744	51.87
	Improcedentes	1 130	1 130	15.66
	Otros	659	659	9.13
	Total	7 218	7 218	100.00

Las cifras dadas en la Tabla 3 (cifras redondas) indican que casi el 52 % de los casos ha sido declarado como infundado, confirmando las decisiones de la primera instancia; si, además, se toma en cuenta el 16 % de improcedentes y el 9 % del ítem *otros*, prácticamente el 77 % de las resoluciones tiene el mismo sentido en las dos instancias. La mayoría del 23 % de los casos en los cuales el sentido de las resoluciones del TNRCH no coincide con el de la primera instancia se debe a errores de procedimiento, que conducen a nulidades o a la falta de una debida motivación de las resoluciones. Tanto los errores cometidos en los procedimientos sancionadores como la falta de motivación de las

resoluciones de primera instancia indican que existe un requerimiento institucional de capacitación de los funcionarios a nivel de ALA para los funcionarios que llevan a cabo las inspecciones oculares y elaboran los informes técnicos para la instrucción de los procedimientos, y a nivel de las AAA que elaboran los informes legales y las resoluciones de primera instancia.

Distribución del número de resoluciones emitidas por el TNRCH diferenciadas por la procedencia. Periodo 2014-2020

De las 14 autoridades administrativas del agua (AAA) o regiones administrativas, cinco se ubican en la región de la costa: I-Caplina Ocoña, II-Chaparra-Chicha, III-Cañete-Fortaleza, IV-Huarmey-Chicama y V-Jequetepeque-Zarumilla. Las nueve restantes comprenden territorios de las regiones de sierra y selva: VI-Marañón, VII-Amazonas, VIII-Huallaga, IX-Ucayali, X-Mantaro, XI-Pampas-Apurimac, XII-Urubamba-Vilcanotas, XIII-Madre de Dios y XIV-Titicaca.

En la Tabla 4 se presenta la distribución del número de resoluciones resueltas por el TNRCH durante los siete años de funcionamiento diferenciadas por regiones administrativas. El 82.83 % procede de las cinco autoridades administrativas de la costa, en orden decreciente: III, 26.1 %; I, 23 %; II, 15.8 %; IV, 9 % y V, 8.7 %. El 16 % restante proviene de las otras nueve AAAs. Estos resultados se deben a que esos cinco órganos desconcentrados comprenden toda la región de la costa, donde se encuentra la mayor parte de los usuarios de agua y en la cual

la agricultura mayormente depende del riego. En el ámbito de la AAA III-Cañete-Fortaleza se ubica la región capital, en la que opera SEDAPAL (Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima), la mayor EPS (Empresa Prestadora de Servicios) del país, de la que procede una gran cantidad de recursos administrativos represados durante mucho tiempo. Algo similar sucede con las AAAs I-Caplina-Ocoña y II-Chaparra-Chincha, regiones de las que proceden los recursos correspondientes a las actividades de formalización y regularización de los derechos de uso de agua en el marco del DS-007-2015 tanto de Tacna como de Ica, respectivamente. Sólo el 1.16 % (83 casos) proviene de las direcciones de línea, las que, por su naturaleza eminentemente normativa, no están expuestas a las controversias hídricas, o lo están en menor intensidad en lo referente a las materias, con excepción de la Dirección de Calidad y Evaluación de Recursos Hídricos (DCERH), que es la que otorga las autorizaciones de vertimientos y emite la certificación para los instrumentos de gestión ambiental (IGA) de los proyectos de desarrollo.

Tabla 4. Distribución del número de resoluciones emitidas diferenciadas por la AAA de procedencia. Periodo 2014-2020.

AAA y direcciones	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Total
III-AAA Cañete-Fortaleza	224	385	164	157	533	337	88	1 888
I-AAA Caplina-Ocoña	73	147	139	397	494	298	113	1 661
II-AAA Chaparra-Chincha	51	63	117	235	348	244	84	1 142
IV-AAA Huarmey-Chicama	57	88	65	56	203	117	70	656
V-AAA Jequetepeque-Zarumilla	21	61	48	79	175	190	58	632
Otras AAA	45	93	121	223	267	251	156	1 156
Direcciones de línea	7	16	12	16	13	015	04	83
Total	478	853	666	1 163	2 033	1 452	573	7 218

Estos resultados indican que, en el marco de la gestión de los recursos hídricos en el país, es necesario reforzar las capacidades de las AAA de la costa, sin descuidar en lo más mínimo los otros órganos desconcentrados.

Como una información complementaria, en la Tabla 5 se presentan los resultados sobre el número de resoluciones emitidas por el TNRCH para las nueve AAA restantes (agrupadas anteriormente como *otras*).

Tabla 5. Distribución del número de resoluciones emitidas por la procedencia. Periodo 2014-2020.

Otras AAA	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Total
VII-AAA Amazonas	1	2	1	4	5	3	0	16
VIII-AAA Huallaga	17	21	32	48	38	63	18	237
XIII-AAA Madre de Dios	2	0	2	5	4	9	4	26
X-AAA Mantaro	5	10	22	34	47	46	31	195
VI-AAA Marañón	3	15	14	29	67	48	36	212
XIV-AAA Titicaca	7	5	24	21	44	26	9	136
IX-AAA Ucayali	5	14	14	39	19	20	20	131
XII-AAA Urubamba - Vilcanota	5	21	10	19	29	18	19	121
XI-AAA Pampas - Apurímac	0	5	2	24	14	18	19	82
	45	93	121	223	267	251	156	1 156

Como se ha indicado, el 16.02 % (1 166) de los casos resueltos corresponde a las nueve administraciones de agua restantes, cuyos resultados se muestran en la Tabla 5, donde se observa que el porcentaje más elevado le corresponde a la AAA VI-Marañón, con 2.94 %; el más bajo es de AAA VII-Amazonas, con 0.2 %; mientras que AAA XIV-Titicaca (1.88 %), AA IX-Ucayali (1.8 %) y AAA XII-Urubamba Vilcanota (1.68

%), se mantienen en la media. El área de influencia de esas nueve AAA se ubica en la región interandina y en la Amazonía, con poca área agrícola bajo riego y por lo tanto menor número de usuarios que en la región de la costa, lo que resulta en un menor número de casos de controversias hídricas, salvo el caso del uso poblacional o energético.

Distribución del número de resoluciones emitidas por el TNRCH diferenciadas por materias. Periodo 2014-2020

Otra información estadística de interés para la gestión de los recursos hídricos se relaciona con la distribución del número de resoluciones emitidas por materias. En la Tabla 6 se presenta un resumen de las resoluciones emitidas por el TNRCH por temas o materias (ver Tabla 1) durante el periodo 2014-2020. Para uniformizar la presentación de los resultados, las materias se agrupan en cinco ítems o categorías mayores:

PAS: procedimiento administrativo sancionador.

RE: retribución económica.

DUA: derechos de uso de agua.

OUA: organización de usuarios de agua.

OM: otras materias o casos no comprendidos en ítems anteriores.

Tabla 6. Resumen de las resoluciones emitidas por el TNRCH por temas o materias durante el periodo 2014-2020.

Número de resoluciones emitidas por materia. Periodo 2014-2020										
Materia	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Total	% del total	% acumulado
PAS	160	222	275	417	853	531	244	2702	37.43	37.43
RE	195	334	48	15	176	142	7	917	12.70	50.14
DUA	80	176	245	621	861	493	179	2655	36.78	86.92
OUA	9	28	15	21	14	21	3	111	1.54	88.46
OM	34	93	83	89	129	265	140	833	11.54	100.00
Total	478	853	666	1163	2 033	1 452	573	7 218	100	100

Las cifras dadas en la Tabla 6 indican que el 74 % de los casos se refiere a dos materias: PAS y DUA; el 13 % se relaciona con RE y apenas el 2 % es de OUA. Las cuatro categorías comprenden el 88 % de las resoluciones emitidas por el TNRCH. El 12 % restante se agrupa en la categoría OM (otras materias). Estos resultados indican que la mayoría de las controversias hídricas se relacionan con la violación de las normas existentes sobre los recursos hídricos (PAS) y desconocimiento por parte de los usuarios sobre los requisitos para hacerse acreedores a algún derecho de uso del agua (DUA). A la luz de estos resultados, la Autoridad Nacional del Agua necesita ampliar e intensificar sus programas de capacitación para los usuarios. Igualmente, debería establecer un programa de perfeccionamiento profesional para los funcionarios que se

encargan de instruir los expedientes de los procedimientos sancionadores. Los programas de capacitación de usuarios deben basarse en las técnicas de enseñanza-aprendizaje de adultos y aquellos dirigidos a los funcionarios deben fundamentarse en la profesionalización de la carrera pública.

Conclusiones y recomendaciones

El trabajo consiste en un análisis de la evolución histórica del derecho de aguas de Perú y de una discusión de los resultados del Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas de la Autoridad Nacional del Agua durante el periodo 2014-2020.

Desde el inicio de las sociedades, la gestión del agua se refería mayormente al manejo agrícola; es decir, el riego, porque ese era el uso principal y sectorialmente operado, y en ese sentido ha surgido el derecho de aguas.

A lo largo de la historia colonial y republicana del Perú, la legislación sobre la administración del agua, es decir, el derecho de aguas, ha ido modificándose por diferentes motivos, incluyendo conflictos entre usuarios, intereses económicos de particulares, cambios de visión política gubernamental. Entre las disposiciones legales más destacadas figuran las siguientes: las *Ordenanzas de Toledo* de 1577, el Código de Aguas de 1902, la Ley General de Aguas N° 17752 de 1969 y la actual Ley de Recursos Hídricos No. 29338. En esta última ley, promulgada en marzo del 2009, se establece la creación del Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas (TNRCH), como órgano colegiado de la Autoridad

Nacional del Agua para resolver en segunda y última instancia administrativa dichas controversias.

El accionar del TNRCH busca que los administrados y público en general reconozcan a la ANA como una institución líder, y máxima autoridad técnico normativa de recursos hídricos y del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos.

Tanto los errores cometidos en los procedimientos sancionadores como la falta de motivación de las resoluciones de primera instancia indican que existe un requerimiento institucional de capacitación de los funcionarios a nivel de ALA para los funcionarios que llevan a cabo las inspecciones oculares y elaboran los informes técnicos para la instrucción de los procedimientos, y a nivel de las AAA que elaboran los informes legales y las resoluciones de primera instancia.

Los resultados obtenidos en la investigación indican que, en el marco de la gestión de los recursos hídricos en el país, es necesario reforzar las capacidades de las AAA de la costa, sin descuidar en lo más mínimo los otros órganos desconcentrados.

Los resultados indican también que la mayoría de las controversias hídricas se relacionan con la violación de las normativas existentes sobre los recursos hídricos (PAS) y desconocimiento por parte de los usuarios sobre los requisitos para hacerse acreedores a algún derecho de uso del agua (DUA). Se necesitan ampliar e intensificar los programas de capacitación para los usuarios. De igual manera, se requiere establecer un programa de perfeccionamiento profesional para los funcionarios que se encargan de instruir los expedientes de los procedimientos sancionadores. Los programas de capacitación de usuarios deben basarse

en las técnicas de enseñanza-aprendizaje de adultos y aquellos dirigidos a los funcionarios requieren fundamentarse en la profesionalización de la carrera pública.

Agradecimientos

El autor expresa su agradecimiento a la ANA y a la Secretaría Técnica del TNRCH por facilitar la información contenida en los archivos de la Secretaría y en el Repositorio Institucional de la Autoridad Nacional del Agua.

Referencias

- Academia Play. (17 de abril, 2018). *El Código de Hammurabi*. Recuperado de <https://academiaplay.es/codigo-hammurabi/>
- Amat-y-León, C. (2012). *El Perú nuestro de cada día* (2ª ed.). Lima, Perú: Universidad del Pacífico.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2013). *Plan nacional de recursos hídricos del Perú: Memoria 2013*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua. Recuperado de <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/224>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2018). *Compendio de normas (Ley de Recursos Hídricos No. 29338 del 3 de marzo 2009, Reglamento de la LRH)*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua.
- Andréassian, V. (2004). Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 29, 1-27.

- Atienza, M., & Ruiz, J. (2006). *Ilícitos atípicos*. Madrid, España: Trotta.
- Bennett, H. H. (1939). *Soil conservation*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Biondi, B. (2003). *Los bienes*. (2a. ed.) (trad. Martínez-Radio, A.). Barcelona, España: Bosch.
- Bocchio-Carbajal, G. M. (2022). *Legislación del agua en Perú*. Arequipa, Perú: Fondo Editorial de la Universidad Católica Santa María.
- Bonet-Navarro, J. (2014). *El Tribunal de las Aguas de Valencia*. Valencia, España: Editorial Institució Alfons el Magnànim.
- Boyer, M. C. (1964). Streamflow measurement. In: Chow, V. T. (ed.). *Handbook of applied hydrology*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Burga, M. (2019). *De la encomienda a la hacienda capitalista. El valle del Jequetepeque del siglo XVI al XX*. Recuperado de <https://fondoeditorial.iep.org.pe/producto/de-la-encomienda-a-la-hacienda-capitalista-el-valle-del-jequetepeque-del-siglo-xvi-al-xx-segunda-edicion/>
- Chang, M. (2013). *Forest hydrology* (3rd ed.). New York, USA: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Embid-Irujo, A. (2007). *Diccionario de derecho de aguas*. Madrid, España: Iustel.
- Embid-Irujo, A. (2012). El derecho de aguas del siglo XXI. *Actas de Derecho de Aguas*, (2), 79-104. Recuperado de <chrome-extension://efaidnbnmnibpcjpcglclefindmkaj/https://derechoadministrativoeconomico.uc.cl/documentos/actas/adag/197-adag-indice-2012/file>

- Gonzales-Barrón, G. H. (2021). *Derecho de aguas y procedimiento sancionador en aguas*. Lima, Perú: A&C Ediciones.
- Guevara-Pérez, E., & De-la-Torre, A. (2019). *Gestión integrada de recursos hídricos por cuenca y cultura del agua*. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4302>
- Guevara-Pérez, E. (2016). Evolución histórica de la gestión de los recursos hídricos en el Perú. *RIBAGUA – Revista Iberoamericana del Agua*, 2(2016), i-iv.
- Guevara-Pérez, E., & Aguilar, J. (2015). El Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas- TNRCH de la Autoridad Nacional del Agua. *Agua y Más. Revista de la Autoridad Nacional del Agua*, 2. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/2353>
- Guevara-Pérez, E. (2015). Evolución histórica de la legislación hídrica en el Perú. *Derecho Ambiental. Revista de Derecho Administrativo*, 15, 319-334.
- Guevara-Pérez, E. (2012). Capítulo 6. Asistemática crítica del saber académico. En: *El agua y su relación con el hombre a lo largo de la historia*. Serie Estudios Académicos, Libro 1. Barinas, Venezuela: Coordinación de Investigación de la Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora y Vicerrectorado de Infraestructura y Procesos Industriales (UNELLEZ-VIPI).

- Glick, T. (1967). Dos documentos medievales referentes al Tribunal de las Aguas. *Boletín de la Sociedad Castellonense de Cultura*, 43(1967), 81-84.
- Glick, T. (1968). Levels and levelers: Surveying irrigation canals in medieval Valencia. *Technology and Culture*, 9(1968), 165-180.
- Glick, T. (1970). *Irrigation and society in medieval Valencia* (Spanish version: *Regadío y sociedad en la Valencia medieval*. Valencia, del Cenia al Segura, 1988 (2nd ed.). Biblioteca Valenciana, 2003). Cambridge, USA: Harvard University Press.
- Lara, F. (1982). *Código de Hammurabi*. Madrid, España: Editora Nacional.
- Lizarzaburu, J. (2018). *Canales Surco y Huatica. 2000 años regando vida*. Lima, Perú: Comisión de Usuarios Surco-Huatica, Limaq Publishing.
- Milla-Villena, C. F. (2008). *Génesis de la cultura andina* (5ª ed.). Lima, Perú: Editorial Amaru Wayra.
- Ministerio de Cultura. (2015). *Sistema tradicional de jueces de agua de Corongo, Perú. Inscrito en 2017 (12.COM) en la Lista Representativa del Patrimonio Cultural Inmaterial de la Humanidad*. Lima, Perú: Ministerio de Cultura.
- Novoa, E. (1979). *El derecho de propiedad privada*. Bogotá, Colombia: Temis.
- Pérez-García, P. (1989). Los "ciudadanos" de Valencia, estatuto jurídico y jerarquía social de un grupo privilegiado: memoriales y tratados de los siglos XVI, XVII y XVIII. *Estudis: Revista de Historia Moderna*, 15(1989), 145-188.

- Ramírez-Horton, S. (2002). *El mundo al revés: contactos y conflictos transculturales en el Perú del siglo XVI*. Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú-Fondo Editorial.
- Ramírez-Horton, S. (2000). La legitimidad de los curacas en los Andes durante los siglos XVI y XVII. *Boletín del Instituto Riva-Agüero*, (24), 467-492.
- República del Perú. (2010). *Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos. Decreto Supremo N° 001-2010-AG*. Recuperado de chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://www.sunas.s.gob.pe/wp-content/uploads/2020/09/Decreto-Supremo-N%C2%B0-001-2010-AG-Reglamento-de-la-Ley-de-Recursos-H%C3%ADdricos.pdf
- Vergara, A. (1998). *Derecho de aguas*. Santiago, Chile: Editorial Jurídica de Chile.