

DOI: 10.24850/j-tyca-2020-02-01

Artículos

**Un análisis de la escasez de agua en una ciudad sujeta
a sequías: el caso de la ciudad de Ensenada, Baja
California, México**

**An analysis of water scarcity in a drought prone city:
The case of Ensenada, Baja California, Mexico**

Lázaro S. Elizondo¹

Leopoldo G. Mendoza-Espinosa², ORCID: 0000-0002-7795-3665

¹Egresado del doctorado en Medio Ambiente y Desarrollo, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México, lazarro.elizondo@gmail.com

²Investigador Titular, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México, lmendoza@uabc.edu.mx

Autor para correspondencia: Leopoldo G. Mendoza-Espinosa,
lmendoza@uabc.edu.mx

Resumen

La ciudad de Ensenada depende de agua subterránea, en particular de los acuíferos de Maneadero y Guadalupe como fuente de agua para irrigación agrícola, uso urbano y como soporte para un rango de funciones ecosistémicas. Debido a su alta tasa de extracción, los niveles de los acuíferos han disminuido y existe escasez de agua en la región. Entre las soluciones implementadas por el gobierno del estado de Baja California está la construcción de una planta desaladora en Ensenada, para suplir agua para uso urbano; la construcción de un nuevo acueducto para traer agua del sistema río Colorado-Tijuana, y la implementación de reúso de agua para irrigación e infiltración de acuíferos. El objetivo de este estudio es analizar tales alternativas para mitigar la escasez de agua en la región de Ensenada, al comparar sus costos y discutir posibles soluciones. Se encontró que el reúso de agua residual tratada para irrigación e infiltración de acuíferos podría restaurar los efectos de la sobreexplotación de los acuíferos a largo plazo y es la más costo-efectiva desde los puntos de vista económico y ambiental. La construcción de una planta desaladora y transportar agua desde el acueducto río Colorado-Tijuana son importantes pasos para proveer agua a Ensenada, pero son menos adecuados por el impacto ambiental que pudiera causar y su dependencia a una cuenca altamente impactada.

Palabras clave: manejo del agua, Ensenada, Baja California, escasez del agua.

Abstract

The city of Ensenada depends on groundwater, particularly from the Maneadero and Guadalupe aquifer for water supply for agricultural irrigation, urban use, and to support a range of ecosystem functions. Due to intensive extraction, the aquifers' water levels are decreasing and there is water scarcity in the area. Among the solutions implemented by the state of Baja California government is the construction of a desalination plant in Ensenada to meet urban demand, the construction of a new aqueduct to transport water from the Colorado River-Tijuana and the implementation of water reuse for irrigation and aquifer's infiltration. This paper aims to analyze the potential alternatives to mitigate water scarcity in Ensenada region, Baja California by comparing the costs of water management alternatives and discussing possible solutions. It was found that the use of treated wastewater for irrigation and aquifer's injection could restore aquifers overused at the long term and is more cost-effective from an environmental and economic point of view. Transporting water from Colorado River-Tijuana-aqueduct Ensenada and the construction of a seawater desalination plant are important steps towards provisioning water to Ensenada yet are less desirable due to their environmental impact and the dependency on an already highly impacted watershed.

Keywords: Water management, Ensenada, Baja California, water scarcity.

Recibido: 28/03/2018

Aceptado: 11/04/2019

Introducción

La escasez de agua está aumentando en el mundo y afecta a más de 40% de la población del planeta (WHO & UNICEF, 2015). La salinización y contaminación de cuerpos de agua, y la degradación de ecosistemas acuáticos sigue creciendo (FAO & Earthscan, 2011). La escasez de agua inhibe la sustentabilidad de los recursos naturales, así como el desarrollo económico y social (United Nations, 2015). Más de 700 millones de personas en el orbe todavía no cuentan con acceso a fuentes de agua potable confiable y segura. Además, se proyecta que el cambio climático a través del siglo XXI reducirá los recursos de agua superficial y subterránea renovable en la mayoría de las regiones áridas subtropicales, intensificando la competencia por agua entre diversos sectores, lo que provocaría sequía, escasez de agua, aumento en el nivel medio del agua de mar y tormentas repentinas (Treidel, Martin-Bordes, & Gurdak, 2012). El manejo sustentable del agua subterránea en el futuro requiere que sea empleada de tal manera que pueda ser

conservada por la mayor cantidad de tiempo sin que tenga adversas consecuencias ambientales, económicas o sociales (Kløve *et al.*, 2014).

De acuerdo con la FAO y Earthscan (2011), la escasez de agua tiene tres dimensiones: la física (cuando la cantidad de agua disponible no satisface la demanda); la de infraestructura (cuando la infraestructura existente no cubre la demanda de agua de todos los usuarios, y la institucional (cuando las instituciones y legislación fallan en asegurar agua confiable, segura y equitativa para todos los usuarios). Sólo mediante un análisis cuidadoso de costo-beneficio para cada opción es posible identificar las fuentes más prometedoras o benéficas en la administración de la demanda de agua (FAO, 2012). Para Ward y Michelsen (2002), la naturaleza de los problemas relacionados con el agua es por lo general uno de conflicto entre alternativas causados por escasez económica en lugar de déficit físico.

La extracción de agua subterránea es empleada para diversos usos, como el agrícola, industrial y doméstico alrededor del mundo. Por el contrario, el agua subterránea no extraída puede proveer otros servicios; actuar como barrera de protección contra la intrusión salina de agua de mar; ser la base de flujos naturales críticos al funcionamiento de comunidades ecológicas; y tener un valor para usos futuros, como el amortiguamiento de escasez periódica de fuentes de agua superficiales (Qureshi, Reeson, Reinelt, Brozović, & Whitten, 2012). El agua subterránea es un recurso finito, pues los acuíferos tienen una capacidad limitada y la recarga natural por lo general es menor a las tasas de extracción. Una falla común en muchos enfoques

en la administración de agua subterránea es considerar al acuífero sólo como una fuente de agua subterránea; en otras palabras, la provisión de agua se considera como el único beneficio derivado de un acuífero. La falta de reconocimiento de la variabilidad e intervalos de estos límites físicos, y la gama de servicios que el agua subterránea y los acuíferos proveen resulta en manejos ineficientes (FAO, 2003).

Mientras que la demanda de agua para irrigación continúa en aumento en muchas regiones, la necesidad de agua para usos industriales y municipales crece con mayor rapidez. Cuando los usos del agua se acercan o exceden las fuentes renovables —una respuesta cada vez más común a la escasez de agua es la reasignación de agua para uso agrícola, por mucho el usuario principal— para usos no agrícolas, sobre todo en áreas urbanas, las reasignaciones poseen consecuencias potencialmente adversas para la equidad, sustentabilidad ambiental y sustento de las zonas marginales rurales (Meinzen-Dick & Ringler, 2008).

Al volverse más escasa el agua dulce, el reúso de agua residual tratada se está convirtiendo en una opción atractiva para conservar y aumentar fuentes de agua.

El agua residual tratada puede tener muchas aplicaciones, incluyendo la irrigación de campos agrícolas, acuicultura, irrigación de paisajes, usos urbanos e industriales, recreación, usos ambientales y recarga de agua subterránea. Sin embargo, es necesario que exista un tratamiento adecuado o medidas de seguridad precautorias para

prevenir impactos adversos a la salud humana y ambiental (Ganoulis, 2012; Baghapour, Nasser, & Djahed, 2013).

El uso de agua residual tratada para riego agrícola es una opción cuyo interés va en aumento para llevarse a cabo en regiones áridas y semiáridas con escasez de agua, poblaciones urbanas crecientes y demanda creciente de agua para irrigación. Algunos ejemplos se tienen en Israel, Palestina, India, Paquistán, China y varios otros países (Winpenny, Heinz, & Koo-Oshima, 2010). Los beneficios del reúso agrícola de aguas residuales tratadas se expresan cuando es posible mantener la producción agrícola mientras que las fuentes de agua potable y la calidad ambiental son preservadas. De esta forma, el efecto negativo en agua superficial y subterránea disminuye (Haruvy, 1998). En el mundo se estima que se generan más de 330 km³ de agua residual por año, suficiente para irrigar y fertilizar millones de hectáreas de cultivos (Hernández-Sancho, Lamizana-Diallo, Mateo-Sagasta, & Qadir, 2015). Sólo un 20% del agua residual generada en Latinoamérica recibe algún tipo de tratamiento, y en México se estima que 70 000 hectáreas son irrigadas con agua residual tratada y 190 000 hectáreas con agua residual cruda (Sato, Qadir, Yamamoto, Endo, & Zahoor, 2013).

Manejo del agua en México

Algunas características comunes entre México y la mayoría de los países latinoamericanos es una capacidad institucional formal extremadamente limitada en el manejo de los recursos hídricos. Aunado a ello, la implementación efectiva de instrumentos de gestión existentes no es prioridad en las agendas políticas. Tales limitaciones son la causa de problemas que incluyen administración pública ineficiente; informalidad generalizada; instituciones regulatorias débiles; niveles bajos de participación, coordinación, transparencia, credibilidad y responsabilidad; financiamiento insuficiente y esporádico; corrupción; legislación fragmentada y anticuada; falta de capacidad técnica; agencias y proveedores de servicio con gobernanza débil o politizada, e información insuficiente (Barkin, 2011).

México tiene una disponibilidad de agua muy variable, con un norte árido y con severas limitaciones de agua, y un sur que tiene menores problemas de escasez, pero con problemas de contaminación y uso ineficiente (Conagua-OECD-IMTA, 2010). La normatividad para la administración del agua en el país emana de la Constitución política, donde se establece que el gobierno federal es el dueño de los recursos hídricos en México, mientras que los gobiernos locales son responsables de proveer agua potable y servicios de saneamiento. La Ley de Aguas Nacionales implementa esta normatividad a través de una agencia federal, la Comisión Nacional de Agua (Conagua), cuya responsabilidad es encabezar y coordinar la administración de los recursos hídricos. Cualquier uso de agua nacional (tanto extracción como descarga)

requiere de permiso de Conagua. Como resultado, la política hídrica es *de facto* dictada por el gobierno federal, a través de una aproximación vertical, mediante programas federales que transfieren los recursos a los estados; pero las tarifas del agua rara vez cubren los costos de operación y mantenimiento (OECD, 2013).

Las regulaciones federales y estatales, aunque en teoría son adecuadas, no se pueden cumplir con facilidad. La implementación de políticas nacionales y estatales en el ámbito nivel local es ineficiente (Pombo, Breceda, & Aragón, 2008). Reducir la sobreexplotación de acuíferos requiere del consenso de diversos sectores y usuarios del recurso hídrico o del acompañamiento de medidas para el manejo de compensaciones. Sin consenso no se puede lograr el progreso, y esto no ha sido alcanzado de manera efectiva en México (Durham, Rinck-Pfeiffer, & Guendert, 2003; OECD, 2013).

Para Pombo *et al.* (2008), la distribución inequitativa del agua entre los diversos sectores productivos, la baja eficiencia en su uso, y la falta de políticas públicas locales son factores que afectan el uso sustentable de este recurso. De acuerdo con Asad y Garduño (2005), la raíz de los problemas de la administración del agua en México son la sobreconcesión; patrones de extracción no sostenibles; y la falta de medición, regulación y acciones para hacer cumplir los títulos de concesión.

En México, los grupos de usuarios locales de aguas subterráneas o Comités Técnicos de Aguas Subterráneas (Cotas) han existido por más de 18 años. La meta fundamental de los Cotas (concebida desde el

inicio) es proveer la base social para promover medidas que disminuyan y, de manera eventual, detengan el agotamiento de acuíferos. Las Cotas han sido eficientes para llevar a cabo actividades que promueven la toma de conciencia de usuarios y también para, hasta cierto punto, promover la inversión en medidas para el ahorro del agua. Sin embargo, muy pocos Cotas han tomado la medida de restringir por completo el uso del agua del acuífero o tomar medidas sólidas para lograr su estabilización (Kemper, 2007; Foster, Kemper, & Garduño, 2004). Además, es claro a partir de las experiencias con Cotas que éstos no pueden lograr tal meta por sí solos, pero tampoco los administradores del agua lo podrían lograr sin ellos (Kemper, 2007).

Si los mecanismos institucionales dentro de gobiernos y otras estructuras de gobernanza continúan siguiendo objetivos estrechos orientados por sectores específicos, las desconexiones fundamentales seguirán ocurriendo (UNESCO, 2015). El fracaso de los gobiernos locales (municipales), estatales y federales en la implementación de acciones para proteger estos recursos naturales ha causado escasez de agua en muchos lugares en México, incluyendo la región de Ensenada.

Las decisiones sobre el manejo y la administración del agua en la ciudad de Ensenada, Baja California, no han sido tomadas con base en sólo datos técnicos o científicos. El objetivo del presente estudio es analizar las alternativas potenciales para mitigar la escasez de agua en la ciudad de Ensenada, a partir del costo de cada alternativa, que incluye desalación de agua de mar, transporte de agua del río Colorado a través del acueducto río Colorado-Tijuana y el reúso del agua residual

tratada para irrigación e infiltración de acuíferos. Se espera que, el proveer un análisis y comparación de costos de las diversas alternativas de manejo de agua de la región, tendrá una influencia positiva en los tomadores de decisiones y encargados de la política pública del manejo del recurso.

Área de estudio

La ciudad de Ensenada y los valles agrícolas de Maneadero y Guadalupe se encuentran en el noroeste del estado de Baja California, México. El área tiene un clima tipo mediterráneo, con veranos secos e inviernos húmedos. La precipitación media anual es de 248 mm (Daesslé *et al.*, 2005). Dentro del valle de Guadalupe hay dos pequeños poblados, El Porvenir y Francisco Zarco, con una población total registrada en 2010 de 7 867 habitantes (OIEDRUS, 2015). Francisco Zarco tiene una pequeña planta de tratamiento de aguas residuales a la que sólo 1% de la población se encuentra conectada. La gran mayoría de los hogares usa letrinas o baños de pozo. Históricamente han sido empleados 10 pozos por parte de la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) para proveer un máximo de 200 l/s para cubrir de forma parcial la demanda urbana de la ciudad de Ensenada. Sin

embargo, desde 2013 sólo unos 40 l/s se han empleado para este propósito (comunicación personal de señor Fernando Domínguez, gerente de Operaciones de CESPE desde principios de 2017 se dejó de suministrar agua a la ciudad de Ensenada.

Por el otro lado, el valle de Maneadero (cuyo nombre oficial es ejido Rodolfo Sánchez Taboada) se localiza a 10 km al sur de la ciudad de Ensenada. Su población en el 2010 era de 30 656 habitantes (OIEDRUS, 2015). Cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales operada por CESPE y sólo 12.7% de la población está conectada al sistema de drenaje. El acuífero de Maneadero supe de unos 190 l/s a la ciudad de Ensenada para uso urbano (Figura 1).

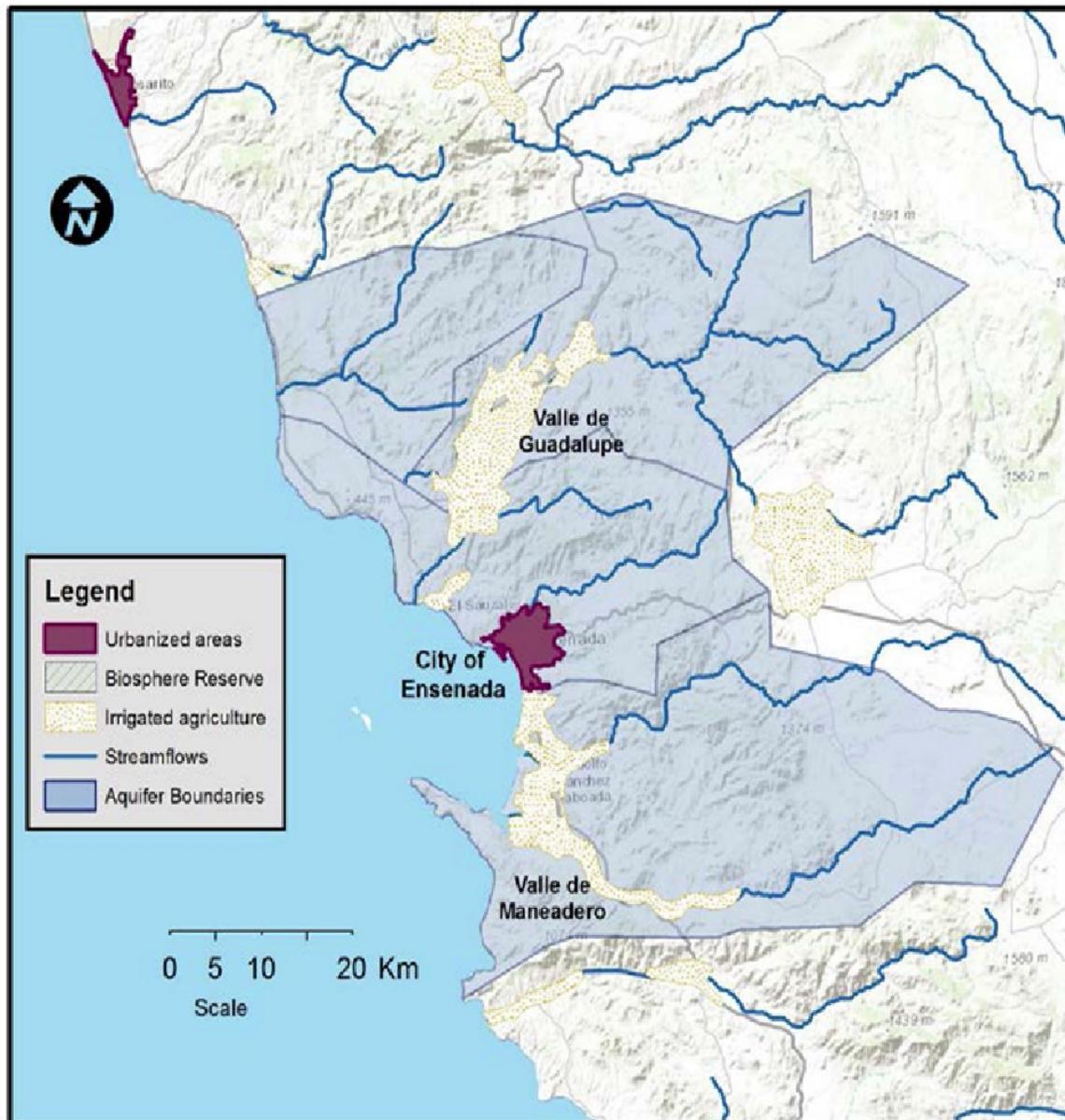


Figura 1. La ciudad de Ensenada, y los valles de Guadalupe y Maneadero, Baja California, México. Fuente: Medellín-Azuara *et al.* (2013).

Se espera que la demanda de agua de la ciudad de Ensenada se incremente en los próximos años debido al aumento de población (Figura 2).

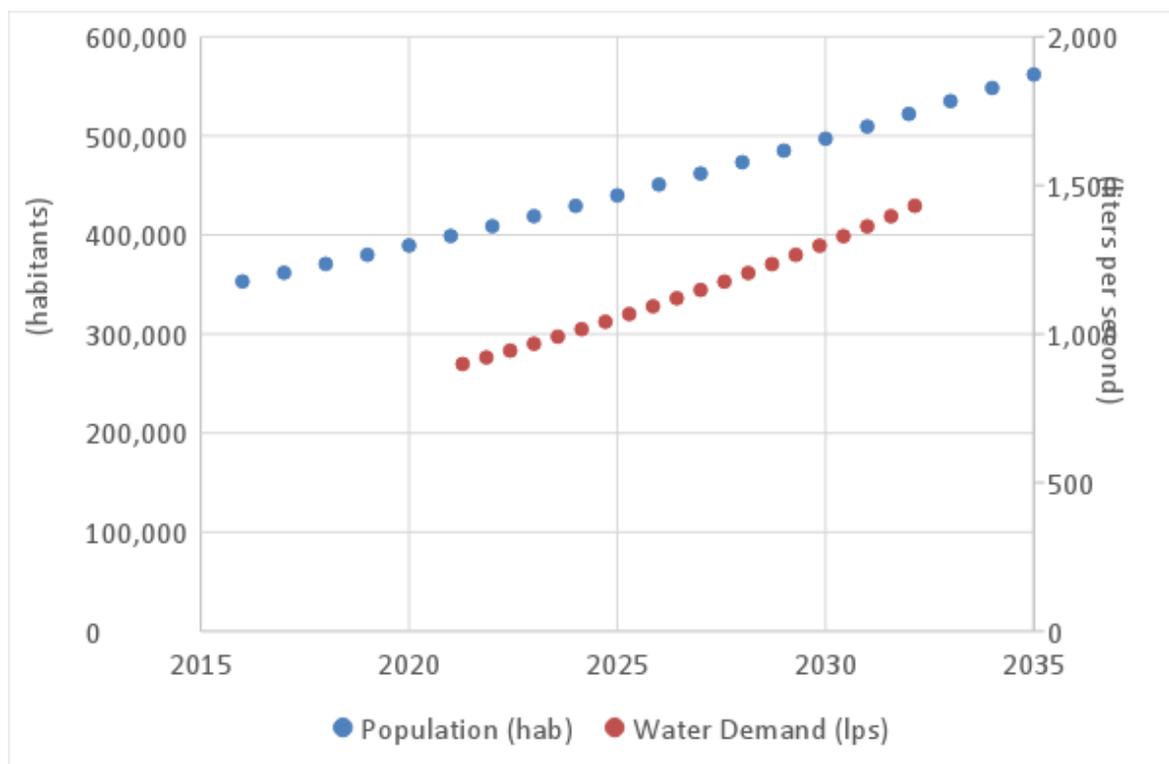


Figura 2. Población y demanda de agua para la ciudad de Ensenada, Baja California, México, 2015-2035. Fuente: elaboración propia con base en CEA (2017).

El valle de Guadalupe es el productor principal de vino en México. De acuerdo con la Secretaría de Desarrollo Agropecuario de Baja

California (OIEDRUS, 2015), en 2015 la agricultura perene fue de 2 368 ha, de las cuales 81.9% (1 940 ha) fue de vides y 18.1% (428 ha) de otros cultivos, como olivos, naranjas, limones y alfalfa.

Por otro lado, con base en información de la Secretaría de Desarrollo Agropecuario de Baja California (OIEDRUS, 2015), en 2015, en el valle de Maneadero, la superficie total cultivada fue de 3 756 ha, en contraste con un máximo histórico de 9 000 ha de hace sólo 15 años atrás. Esto implica una drástica disminución en el área agrícola de Maneadero debido a la pobre calidad del agua (salinización). En Maneadero, los principales cultivos son forrajes, flores, pepino y calabacita.

En la actualidad, la ciudad de Ensenada tiene una demanda urbana de 920 l/s, pero sólo son suministrados 745 l/s (comunicación personal con el señor Fernando Domínguez, gerente de Operaciones; CESPE). Para 2030, la demanda aumentará hasta 1 266 l/s, por lo que, asumiendo que la cantidad de agua disponible se mantiene constante, el déficit aumentará a 418 l/s. Actualmente, los acuíferos de Guadalupe y Maneadero se encuentran ya sobreexplotados. Fuentes futuras de agua para la región son inciertas debido a baja precipitación pluvial, sobreextracción de agua subterránea e intrusión salina de acuíferos (Medellín-Azuara, Mendoza-Espinosa, Pells, & Lund, 2013; Mendoza-Espinosa, Acosta-Zamorano, De la Barca, & Cabello-Pasini, 2015).

Dentro del área de estudio existen seis plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) operadas por CESPE: El Naranjo, El Sauzal, El Gallo, Maneadero, Noreste y Francisco Zarco. La cantidad total de agua

residual tratada por todas las plantas es de 22 043 664 m³ por año (comunicación personal con el señor Fernando Domínguez, gerente de Operaciones; CESPE. En Maneadero, unos 120 l/s de agua residual tratada se emplean para irrigar 200 ha de flores y forrajes (Mendoza-Espinosa & Daesslé, 2018).

En 2018 inició operaciones una planta desaladora de agua de mar para producir 250 l/s de agua para uso urbano, con planes de expandirse a 500 l/s para 2024.

Metodología

Los costos estimados para las alternativas recomendadas fueron calculados con base en una búsqueda bibliográfica de diversos casos de estudio mundiales y de México. Las bases digitales de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) se emplearon para recaudar información. Se consultaron las siguientes bases de datos: *Bio One*, *Elsevier*, *Asss Science*, *Scopus*, *Springer*, *Google Scholar*, *World Bank* y *Cepal*. Los precios se ajustaron a partir de precios de 2016, tomando la paridad peso:dólar promedio de 2016, que fue de 18.68 pesos por dólar.

Para datos de 2017 se empleó una tasa de conversión de 18.84 pesos por dólar.

Se llevó a cabo una serie de 10 entrevistas de mayo a julio de 2016 a servidores públicos de Conagua, CESPE, de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa), de la Secretaría de Desarrollo Agropecuario (Sedagro), así como de los Cotas de Maneadero y Guadalupe, y agricultores con concesión de agua. También se tuvo una entrevista con el ingeniero a cargo de la construcción y puesta en marcha de la planta desaladora de la ciudad de Ensenada. El objetivo de las entrevistas fue conocer la percepción sobre el manejo del agua en la ciudad de Ensenada. Las preguntas fueron abiertas y relacionadas con el manejo de los recursos hídricos en la región, retos y alternativas para mitigar la escasez de agua (p. ej., transportar agua del acueducto río Colorado-Tijuana a Ensenada a través de un nuevo acueducto hipotético; la desalación del agua de mar; el uso de agua residual tratada en irrigación y recarga de acuíferos). Se buscó, además, la opinión acerca del papel que juega la autoridad responsable del manejo del recurso, la política de subsidios a la electricidad y el valor del agua subterránea. Cada entrevista tomó entre 45 y 60 minutos, y los resultados se presentan de manera anónima. La información sobre mercados del agua se obtuvo a partir de entrevistas con agricultores e información recolectada y registrada por los Cotas en ambos valles. Las preguntas se orientaron hacia cuestiones relacionadas con la escasez de agua en la región; el hecho de que tuvieran otras alternativas para la irrigación de sus cultivos, así como

indagar sobre la cantidad que pagan por el agua. Los resultados de estas entrevistas también son anónimos. La Tabla 1 presenta las opciones de manejo del agua que se consideraron para los valles de Maneadero y Guadalupe.

Tabla 1. Opciones de manejo de agua evaluadas en el presente estudio.

Lugar	Opciones de manejo	Fuentes de agua
Valle de Guadalupe	Infiltración al acuífero	El agua residual tratada de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de El Sauzal, Noreste, El Gallo y El Naranjo es enviada al valle de Guadalupe para infiltración al acuífero
	Irrigación agrícola	El agua residual tratada de las PTAR de El Sauzal, Noreste, El Gallo y El Naranjo es enviada al valle de Guadalupe para irrigación agrícola
	Acueducto río Colorado-Tijuana (ARCT)-Ensenada	Agua del acueducto río Colorado-Tijuana es enviada a Ensenada para uso urbano
	Desalación de agua de mar	Una planta desaladora de agua de mar es construida en Ensenada para uso urbano
	Infiltración al acuífero	El agua residual tratada de las PTAR de El Naranjo, El Gallo y Maneadero es enviada al valle de Maneadero para infiltración al acuífero
	Irrigación agrícola	El agua residual tratada de las PTAR de El

Valle de Maneadero		Naranjo, El Gallo y Maneadero es enviada al valle de Maneadero para irrigación agrícola
	Acueducto río Colorado-Tijuana (ARCT)-Ensenada	Agua del acueducto río Colorado-Tijuana es enviada a Ensenada para uso urbano
	Desalación de agua de mar	Una planta desaladora de agua de mar es construida en Ensenada para uso urbano

PTAR = plantas de tratamiento de aguas residuales.

Los costos por metro cúbico considerados para el presente estudio se obtuvieron de la literatura y de las entrevistas con servicios públicos y administradores. En la mayoría de los casos, los costos incluyen el costo capital y el operativo.

Resultados

La Tabla 2 presenta los costos empleados para los cálculos.

Tabla 2. Costo de agua para irrigación infiltración al acuífero, transportación y desalación.

Actividad	Costo USD\$/m³	Fuente
Agua residual tratada en las PTAR de El Sauzal, Noreste y El Gallo para infiltración del acuífero de Guadalupe (tratamiento + transportación)	0.445329	CEA, Conagua (2017)
Agua residual tratada en las PTAR de El Sauzal, Noreste y El Gallo para irrigación agrícola en Guadalupe (tratamiento + transportación)	0.445329	CEA, Conagua (2017)
Agua residual tratada en las PTAR de El Naranjo, El Gallo y Maneadero para infiltración del acuífero de Maneadero (tratamiento + transportación)	0.156581	CEA, Conagua (2017)
Agua residual tratada en las PTAR de El Naranjo, El Gallo y Maneadero para irrigación agrícola en Maneadero (tratamiento + transportación)	0.061040	CEA, Conagua (2017)
Desalación de agua de mar	0.766985	CEA, Conagua y CESPE (2017)
Agua del acueducto río Colorado-Tijuana a Ensenada	1.028662	CEA, Conagua (2017) CEA-CESPE-IMTA (2011)

PTAR = plantas de tratamiento de aguas residuales.

Con los costos presentados en la Tabla 2 y los escenarios descritos en la Tabla 1 se obtuvieron los siguientes resultados para Guadalupe y Maneadero (Tabla 3).

Tabla 3. Costo total por año de agua residual tratada para la irrigación de los valles de Guadalupe y Maneadero.

Descripción	Valle de Guadalupe		Valle de Maneadero	
	Volumen (m ³)	Costo (US\$)	Volumen (m ³)	Costo (US\$)
Efluentes PTAR Sauzal, Noreste y El Gallo	9 776 160	\$4,353,608		
Efluentes El Gallo, El Naranjo y Maneadero			16 020 288	\$977,883

PTAR = plantas de tratamiento de aguas residuales.

La cantidad de agua residual tratada enviada al valle de Guadalupe sería de 9 776 160 m³ por año a un costo de US\$4,353,608. La cantidad de agua enviada a Maneadero para irrigación sería de 16 020 288 m³ por año a un costo de US\$977,883. Asumiendo una tasa de aplicación de 5 000 m³ de agua residual tratada por hectárea, se podrían irrigar 1 955 ha en Guadalupe y 3 204 ha en Maneadero.

Infiltración de acuíferos

Los costos por la infiltración a acuíferos se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Costo total por año de agua residual tratada para la infiltración de acuíferos en los valles de Guadalupe y Maneadero.

Descripción	Valle de Guadalupe		Valle de Maneadero	
	Volumen (m ³)	Costo (US\$)	Volumen (m ³)	Costo (US\$)
Efluentes de las PTAR de El Sauzal, Noreste y El Gallo	9 776 160	\$4,353,608		
Efluentes de las PTAR de El Gallo, El Naranjo y Maneadero			12 866 688	\$2,014,688

PTAR = plantas de tratamiento de aguas residuales.

Debido a que Maneadero está más cerca de la ciudad de Ensenada que el valle de Guadalupe, el costo de la infiltración al acuífero es menor.

Desalación de agua de mar

Se empleó el costo estimado por la CEA-Conagua-CESPE (2017), que fue de US\$0.766985/m³; es un costo calculado en el ámbito local para Ensenada. Los costos son para un sistema de membranas de ósmosis inversa.

Acueducto del río Colorado

El costo de trasportación del agua del acueducto del río Colorado-Tijuana a Ensenada considerado por CEA-Conagua-CESPE (2017) fue de US\$1.028662/m³ y fue el que se empleó en los presentes cálculos.

Escenarios para el valle de Guadalupe

Los siguientes resultados (Tabla 5) se obtuvieron al correr los escenarios y los diferentes costos para el valle de Guadalupe.

Tabla 5. Escenarios para el valle de Guadalupe.

Alternativa	Suposiciones	Resultados
Irrigación agrícola	1) El Sauzal, Noreste y El Gallo son empleados para irrigación 2) Guadalupe no envía agua subterránea para uso urbano en Ensenada	La cantidad total de agua residual tratada para irrigación sería de 9 776 160 m ³ /año a un costo de US\$4,355,920/año Un total de 1 955 nuevas hectáreas serían irrigadas con aguas residuales tratadas, considerando una tasa de riego de 5 000 m ³ por año por hectárea. Esta alternativa tendría un impacto positivo en la economía, al incrementar el empleo y la producción en la región y obteniendo el resultado deseado en el acuífero.
Infiltración al acuífero	1) El Sauzal, Noreste y El Gallo son empleados para infiltración al acuífero 2) Guadalupe continúa irrigando con agua subterránea 3) Guadalupe no envía	La cantidad total de agua residual tratada para infiltración sería de 9 776 160 m ³ /año a un costo US\$4,355,920/año El acuífero de Guadalupe tendría una reducción en su déficit de 12.2 Mm ³ /año a 2.5 Mm ³ /año

	agua subterránea para uso urbano en Ensenada	<p>Aunque las compensaciones son altas, los resultados son prometedores para la restauración del acuífero</p> <p>No crea dependencia de EUA en términos de recursos hídricos y es sustentable</p>
Acueducto del río Colorado	<p>1) Guadalupe no envía agua subterránea para uso urbano en Ensenada</p> <p>2) Guadalupe continúa irrigando con agua subterránea</p> <p>3) Ningún efluente de PTAR es empleado para irrigación o recarga de acuíferos.</p>	<p>La reducción en el déficit del acuífero sería de 1 Mm³/año, aproximadamente</p> <p>El costo por entregar 7 884 000 m³ por año es de US\$8,114,281/año</p> <p>La asignación de agua del río Colorado a México varía dependiendo de los niveles de los lagos Mead y Powell en EUA, lo que crea incertidumbre para México en escenarios futuros de asignación de agua. Se espera que el uso del agua del río Colorado disminuya en 8% para el año 2035 debido al cambio climático (CEA, 2017).</p>

Escenarios para el valle de Maneadero

Los siguientes resultados (Tabla 6) se obtuvieron al correr los escenarios y los diferentes costos para el valle de Maneadero.

Tabla 6. Escenarios para el valle de Maneadero.

Alternativa	Suposiciones	Resultados
Irrigación agrícola	<p>1) El Naranjo, El Gallo y Maneadero son empleados para irrigación</p> <p>2) Maneadero continuará enviando 190 l/s de agua para uso urbano de Ensenada</p>	<p>Un total de 16 020 288 m³/año de agua residual tratada será disponible para emplear en irrigación a un costo de US\$977,883/año</p> <p>Aproximadamente 3 204 hectáreas serían irrigadas a una tasa de aplicación anual de 5 000 m³ por hectárea</p> <p>El déficit del acuífero se reduciría de 17.5 Mm³ a 1.5 Mm³ por año</p> <p>Otros beneficios incluyen un aumento en el valor de la tierra, conservación de suelo, conservación del acuífero y provisión de agua para generaciones presentes y futuras</p>
Infiltración de acuífero	1) El Naranjo, El Gallo y Maneadero se emplearán	El acuífero de Maneadero reduciría su déficit

	<p>para la infiltración del acuífero de Maneadero</p> <p>2) Maneadero continuará irrigando con agua subterránea</p> <p>3) Maneadero continuará enviando 190 l/s de agua para uso urbano de Ensenada</p>	<p>17.5 Mm³ a 4.9 Mm³/año a un costo de US\$2,014,688/año</p> <p>2 573 hectáreas serían irrigadas a una tasa anual de aplicación de 5 000 m³ por hectárea</p> <p>Esta alternativa ayudaría a reducir la sobreexplotación del acuífero y la intrusión salina, promoviendo la restauración del mismo</p>
Desalación de agua de mar	<p>1) La planta desaladora produce 250 l/s (21 600 m³/día) de agua para uso urbano en Ensenada</p> <p>2) Maneadero continuará enviando 190 l/s de agua para uso urbano de Ensenada</p>	<p>Un total de 7 884 000 m³/año de agua desalada estará disponible a un costo de US\$5,858,598/año</p> <p>Las extracciones del acuífero de Maneadero se mantendrían igual, ya que la planta desaladora no sería suficiente para cubrir la demanda urbana de Ensenada</p>

El uso de agua residual tratada para irrigación en infiltración de acuíferos parece ser la alternativa de costo más efectivo desde un punto de vista ambiental y económico. Asumiendo que toda el agua residual tratada se emplea en Maneadero para irrigación, que el acuífero de Maneadero continuará enviando 190 l/s de agua subterránea a Ensenada, así como suplir 30 l/s (946 080 m³ por año) para uso urbano en Maneadero, se podrá ahorrar un total de 16 020 288 m³ de agua subterránea por año. Esta cantidad de agua residual tratada empleada en irrigación podrá resultar en un ahorro de US\$6,075,162 por año (al

dejarse de bombear agua subterránea a un costo no subsidiado de US\$0.3386 por kW, asumiendo un consumo de 0.9 kWh por cada m³ de agua subterránea extraída). Mientras tanto, el costo de infiltración en Maneadero está calculado en US\$2,014,688 y podría causar la reducción en el déficit del acuífero de 17.5 Mm³/años a 4.9 Mm³/año. Esta alternativa detendría la sobreexplotación y ayudaría a detener la intrusión salina. Tanto irrigación como infiltración representan grandes beneficios.

La desalación continúa siendo la opción más cara. El costo por sí solo de inversión de la planta desaladora es de US\$27.4 millones más el costo de operación para la producción de agua de mar desalada, que es de US\$6 millones por año. En contraste, el costo operativo de transportar agua del acueducto río Colorado-Tijuana a Ensenada es de unos US\$8 millones más el costo de la infraestructura del nuevo acueducto de US\$81.2 millones. El costo de inversión suma US\$122.6 millones. La planta desaladora estaría produciendo 250 l/s de agua desalada, con una segunda fase produciendo un total de 500 l/s (CEA, 2017). En contraste, la suma de los costos de reusar el agua residual tratada para irrigación y recarga de acuíferos es de US\$2.9 millones para Maneadero y US\$8.7 millones para Guadalupe. Esto suma un total de US\$11.6 millones, cifra menor a la desalación y a un nuevo acueducto.

Por lo tanto, las mejores alternativas después de considerar costos; aspectos ambientales, como la restauración de acuíferos y ecosistemas, y la sustentabilidad a largo plazo de la alternativa para

Ensenada son la infiltración de acuíferos e irrigación agrícola con agua residual tratada.

En cuanto al subsidio a la electricidad para el bombeo de agua subterránea, esta medida fue diseñada para aumentar las ganancias de los agricultores y hacer sus productos más competitivos en el mercado internacional; sin embargo, tiene un alto costo de oportunidad en términos del agotamiento de acuíferos y eventualmente reducirá la cantidad de agua subterránea para usos agrícolas y domésticos futuros.

En el presente estudio, después de consultar documentos oficiales y a agricultores, se llevaron a cabo los cálculos para los subsidios a la electricidad. La cantidad total del subsidio eléctrico para el bombeo de agua subterránea para irrigación en el estado de Baja California para el año 2015 fue de US\$153,571,124 mientras que el consumo eléctrico fue de 491 219 013 kW. En el área de estudio, como lo indica la Tabla 7, se beneficiaron 1 030 agricultores con 1 070 pozos, siendo el subsidio para 2015 de US\$70,970,679 y el consumo energético de 227 009 778 kW.

Tabla 7. Subsidios a la electricidad para el bombeo de agua subterránea en Baja California, 2015.*

Región	Productores recibiendo beneficios	Pozos beneficiados	Energía consumida (kW)	Cantidad subsidiada (US\$)
Ensenada	1 030	1 070	227 009 778	70 949 454

San Quintín	519	636	253 537 926	79 240 540
Tijuana	53	61	5 207 742	1 627 623
Tecate	65	48	5 463 566	1 707 577
Total	1 667	1 815	491 219 013	153 525 195

*Nota: costo de kWh sin subsidio \$6.43 pesos (\$ 0.3412 USD) y con subsidio \$0.54 pesos (\$0.0286 USD). Energía a costo subsidiado $\$227,009,778 * \$0.3412 = \$77,455,736$ USD. Energía sin subsidio $\$227,009,778 * \$0.0286 = \$6,492,479$ USD. Por lo tanto, el subsidio es de 91.6 %.

Fuente: comunicación personal con el ingeniero Fernando Felipe Sánchez Galicia, jefe del Departamento del Distrito de Desarrollo Rural de Sagarpa, Distrito de Desarrollo Rural 01 Ensenada. Programa Especial de Energía Para el Campo en Materia de Uso Agrícola. Sagarpa, 2015).

Discusión

Una comparación de costos entre desalación de agua de mar, un nuevo acueducto y el reúso de agua residual tratada llevado a cabo por Waller-Barrera, Mendoza-Espinosa, Medellín-Azuara y Lund (2009) concluyó que la opción más viable era esta última y que la menos viable era la

desalación. Sin embargo, los gobiernos federal y estatal favorecieron la opción de la desalación de agua de mar.

La externalidad ambiental positiva de la desalación de agua de mar es la producción de agua dulce para uso urbano en Ensenada, que pudiera de manera eventual causar la reducción del grado de extracción de agua subterránea en Maneadero y Guadalupe. Sin embargo, también hay externalidades negativas como la descarga de salmuera y los productos químicos empleados para la limpieza de las membranas de ósmosis inversa (OI), además de la producción de CO₂ asociado con la energía requerida para operar las membranas de OI. La desalación de agua de mar típicamente genera un flujo de salmuera de 50 a 65% del flujo de entrada, con una concentración del doble de sales del inicial y puede afectar a los sistemas marinos locales (March, Saurí, & Rico-Amorós, 2014; Sarai-Atab, Smallbone, & Roskilly, 2016).

En el mismo contexto, en un estudio llevado a cabo en Alicante, España, sobre el uso de la desalación como una opción para la escasez de agua para crecimiento urbano y regional, se encontró que aunque la desalación aumenta la seguridad de la fuente en tiempos de sequía y tiene ciertas ventajas sobre otras opciones, difícilmente representa la fuente de agua definitiva capaz de solucionar la escasez de todos los usuarios. Esta medida de manejo estaba basada en mejorar las fuentes de agua potable, en lugar de manejar la demanda de agua (March *et al.*, 2014). La escasez de agua para áreas urbanas podría revertirse, pero la escasez para irrigación no desaparecería (March *et al.*, 2014). De manera similar, el Consejo de Investigación Nacional de EUA (NRC, por

sus siglas en inglés) (NRC, 2008) enfatizó que la promesa de que la desalación acabaría con la escasez de agua mundial, que ha sido promocionada por casi 50 años, permanece en gran medida sin ser cumplida.

Sarai-Atab *et al.* (2016) señalaron que el costo-efectividad de la producción de plantas desaladoras con OI es muy sensible a cambios en el precio de la energía y a decisiones políticas relacionadas con la emisión de gases de invernadero. De acuerdo con Ghaffour, Missimer y Amy (2013), en una planta desaladora de OI de agua de mar, la producción de un metro cúbico de agua desalada requiere de 3 a 4 kWh de energía.

En Maneadero, la electricidad empleada para el tratamiento del agua, como la ósmosis inversa, empleada para irrigación, está subsidiada por el gobierno federal a través de las tarifas eléctricas 9 y 9M. De acuerdo con la Comisión Federal de Electricidad (CFE), para poder tener acceso a los beneficios, los agricultores requieren de la autorización de la Conagua, donde se especifique que la planta de bombeo suplirá a una planta de OI para irrigación agrícola. Esta política tiene la intención de ser ventajosa para los productores agrícolas, pues les permite emplear agua y tierras que de otra manera serían improductivas y, con ello, crear empleos. Su desventaja es que causa extracción de agua que ya se encuentra sujeta a agotamiento de agua dulce e intrusión salina. Esta política no toma en consideración otras opciones para estimular el sector agrícola y, al mismo tiempo, recuperar a los acuíferos.

Muchos estudios en diversas partes del mundo y en México han demostrado que esta política ocasiona un incremento en la extracción de agua subterránea y podría tener consecuencias ambientales de largo impacto, como la generación de externalidades ambientales negativas, como agotamiento de arroyos (por la interacción agua subterránea-agua superficial); salinización y hundimiento de tierra; generación de CO₂, e inequidad entre pequeños productores agrícolas en términos de acceso al subsidio (Scott, 2013; Sun, Sesmero, & Schoengold, 2016).

Con base en información de Sagarpa (2015) la Tabla 7, los agricultores con concesiones recibe un subsidio de un 91.6% a su tarifa eléctrica para agua subterránea para irrigación. Esto explica el porqué la política agrícola debiese reflejar mejor la escasez del agua subterránea (Das, 2015) y su correlación con la política de subsidio. Esto podría llevarse a cabo reformando esta política, ya sea disminuyendo el subsidio o poniéndole un precio al recurso de acuerdo con la disponibilidad a pagar de los agricultores. La OECD (2010, 2013) recomienda que México debe eliminar los subsidios nocivos, pues se han vuelto un desincentivo para el manejo sustentable de los recursos hídricos.

Tomadores de decisiones

Como en otros lugares, algunos de los factores que están orillando a Ensenada a la escasez hídrica son el aumento en la competencia entre los diferentes usuarios, en particular el agrícola y el urbano, y el mal manejo del agua por parte de la autoridad responsable de su administración, como resultado del aplazamiento de decisiones y la falta de tomar medidas. Los acuíferos han sido por lo usual marginados en la administración del agua, al no ser tomados en cuenta en esfuerzos de planeación y administración (Kemper, 2007). Sin intervención, los recursos de agua subterránea son mal asignados por agentes individuales que no internalizan los costos de extracción y las externalidades ambientales en sus decisiones de bombeo. En este contexto, las regulaciones gubernamentales pueden ser una manera de controlar la extracción de agua con el fin de evitar el fracaso del mercado causado por estas externalidades (Esteban & Albiac, 2012).

En México, los Cotas han tenido la intención de funcionar como foros para los usuarios de agua de los diversos sectores para que participen en un proceso de abajo hacia arriba para el desarrollo de planes de manejo de agua integrales, así como en la vigilancia y el manejo de los recursos del acuífero (The World Bank, 2009). Se supone que los dos Cotas en la zona de estudio (Guadalupe y Maneadero) trabajan en medidas para la creación de capacidades para fortalecer la participación de concesionarios para el manejo sustentable de los acuíferos. Sin embargo, ambos organismos auxiliares se enfrentan a limitaciones financieras y humanas para cumplir con sus tareas. En el

caso de Guadalupe no hay un compromiso con los concesionarios para desarrollar una aproximación ambientalmente sustentable para el manejo del agua y se concentra en tareas administrativas en lugar de la administración del acuífero. Hay un consenso entre los servidores públicos entrevistados en el presente estudio de que la gente en los niveles más altos de las agencias de administración del agua debiesen ser expertos en la administración del recurso hídrico y no servidores públicos nombrados por partidos políticos con conocimiento limitado o interés en el manejo del agua. Esto último resulta en una limitada capacidad de las instituciones para administrar el agua de manera adecuadamente sustentable (Barkin, 2011) y ha provocado administración pública ineficiente; informalidad generalizada; débiles instituciones regulatorias; niveles bajos de participación, coordinación, transparencia, credibilidad y responsabilidad; financiamiento insuficiente e intermitente; corrupción; legislación hídrica fragmentada y obsoleta; falta de capacidad técnica; agencias públicas y proveedoras de servicio con gobernanza politizada y débil, e información insuficiente. Por ejemplo, de acuerdo con las OECD (2013), en el sector agrícola, la corrupción está ligada con inversiones de capital; deficiente operación y mantenimiento por funcionarios de riego; y falsificación de pozos y registros de concesión. Más aún, Barkin (2011) y OECD (2013) argumentan que algunas grandes empresas se benefician del acceso privilegiado a acuíferos y pueden obtener permisos para perforar pozos o explotar agua superficial sin control. De acuerdo con la OECD (2013),

la corrupción en los servicios de agua y saneamiento en México es la número 12 de 35 servicios públicos analizados.

En el presente estudio se encontró que la agencia de agua local (CESPE) y la agencia estatal encargada de proveer agua para uso urbano (CEA) han sido muy lentos para actuar. Aunque el reúso del agua fue identificado desde 2004 como una opción viable en Maneadero (Mendoza-Espinosa, Victoria-Orozco-Borbón, & Silva-Nava, 2004), un programa piloto que emplea agua residual tratada para irrigar el valle de Maneadero inició hasta 2015 (Mendoza-Espinosa & Daesslé, 2018). De manera similar, en el valle de Guadalupe tomó cerca de 10 años terminar una pequeña planta de tratamiento con capacidad de 15 l/s en el poblado de Francisco Zarco. Es deseable que las autoridades gubernamentales, políticos y gerentes hídricos inicien pasos hacia un manejo del agua eficiente, equitativo y sostenible en Ensenada. Si los tomadores de decisiones no toman acciones, es muy probable que el desarrollo sostenible futuro en el área continúe siendo limitado por la mala administración del agua. Una gobernanza de manejo del agua efectiva es fundamental para evitar desperdicio y agotamiento, descrita por Hardy como “la tragedia de los comunes” (Gray, Holley, & Rayfuse, 2016).

El reúso del agua residual tratada es la opción más atractiva en términos de costos y beneficios para Ensenada. Esto ha sido comprobado en lugares como Israel, donde al agua residual tratada ha ayudado a mantener un balance hídrico saludable en el país, al proteger fuentes convencionales de agua y obtener beneficios socioeconómicos

asociados con el reúso del agua; también ha incentivado el desarrollo agrícola, que no hubiese sido posible sin una fuente constante y confiable de agua que no dependiera de la lluvia; ha significado una reducción en el costo del tratamiento del agua residual en el sector urbano, y la disponibilidad de agua para irrigación a un costo menor que el de importar agua convencional de fuentes distantes (Friedler, 2001).

Precios, subsidios y mercados del agua

Cuando el precio del agua refleja su verdadero costo, el recurso es empleado en los usos con mayor valor. Rogers, De Silva y Bhatia (2002) señalaron que una política de precios puede ayudar a mantener la sustentabilidad del recurso en sí.

Con relación a la compraventa de derechos del agua, después de revisar un caso mexicano y otros cinco internacionales (Australia, Gales, Chile, España y EUA), no hubo suficiente evidencia para confirmar que la compraventa de derechos del agua hayan contribuido de forma significativa a reducir la extracción de agua (Charalambous, 2016). En México, por ejemplo, el agua subterránea continúa siendo sobreexplotada incluso cuando hay mercados del agua (Charalambous, 2016). Para que este mercado trabaje de modo eficiente, Hearne y

Donoso (2005), y Casado-Pérez (2014) sugieren que la intervención del gobierno (actuando como una institución reguladora) debe ser arbitrando las transacciones. En Maneadero, la intrusión salina ha sido un problema histórico (Daesslé *et al.*, 2005). Esto causa alteraciones severas a la calidad del agua, que resulta en un mercado de agua informal basado en la calidad del agua, que no refleja el valor del agua ni el costo de externalidad del recurso. En situaciones donde los precios están ausente y los mercados distorsionados, estimar el valor económico del agua subterránea puede ser un componente esencial en la asignación de opciones políticas y de bienestar público (Hanemman, 2006).

Otra ineficiencia desde el punto de vista institucional que está distorsionando el valor del agua es la política de subsidio a la extracción de agua subterránea (Asad & Dinar, 2006). Por ejemplo, en Maneadero y Guadalupe, el costo de extracción de agua promedió US\$0.14/m³, que incluye el costo de la energía de bombeo (Medellín-Azuara *et al.*, 2009). De acuerdo con cinco agricultores en el valle de Maneadero, en junio de 2016 emplearon un promedio de 0.9 y 1.2 kWh/m³ de agua subterránea. Esto significa que el costo real para agricultores sin subsidio eléctrico sería de US\$0.3070 a \$0.4094/m³, considerando un costo de \$6.43 pesos por kWh (US\$0.3412). En contraste, los agricultores con subsidio pagarían de US\$0.0257 a \$0.0343/m³, considerando un costo de \$0.54 pesos por kWh (US\$0.0286). Los subsidios al bombeo de agua subterránea están provocando la sobreexplotación de acuíferos, como se ha demostrado en otros estudios

(The World Bank, 2009; OECD, 2013; Sun *et al.*, 2016). Este es el mayor subsidio eléctrico en México, pues el precio promedio nacional es igual a sólo 28% del costo real, comparado con un subsidio máximo en industria de 10% (Scott, 2009).

De acuerdo con la OECD (2013), en 2010 en México, los subsidios a la electricidad para bombeo de irrigación sumaron más de 6.9 mil millones de pesos mexicanos o US\$369 millones, que es nueve veces más que los US\$41 millones empleados para financiar infraestructura hídrica más eficiente. Además, cerca de 80% del subsidio eléctrico para el bombeo de agua para irrigación se usó por 10% de los agricultores más ricos, convirtiéndolo en un subsidio particularmente regresivo. El efecto en el ambiente es catastrófico, pues más de 100 acuíferos en México están sobreexplotados. Además, entre 2003 y 2015 hubo un incremento en la sobreexplotación de agua subterránea, una de las razones de que el costo de agotamiento de este recurso natural ha subido a una tasa nominal de 0.7% por año, dando como resultado que el costo ecológico del agotamiento de agua subterránea represente un 0.2% del Producto Interno Bruto (INEGI, 2016).

En relación con tarifas de agua y subsidios, un estudio reciente por Tellez-Foster, Rapoport y Dinar (2017) analizó la efectividad teórica de tres políticas de intervención: eliminación, reducción o desacoplamiento (una política innovadora que sustituye el subsidio eléctrico por una transferencia monetaria en efectivo) de tarifas. El estudio demostró que cambiando la estructura del subsidio por extracción de agua subterránea se tienen efectos importantes en los niveles de extracción y, en

consecuencia, en la altura del espejo de agua del acuífero. La eliminación del subsidio produjo el mayor efecto, aunque políticamente no sea factible. Reducir el subsidio produjo un efecto limitado (menos de una unidad por periodo en promedio) y su implementación se toparía con las mismas dificultades políticas. El desacoplamiento del subsidio tiene un efecto cercano al observado cuando el subsidio es eliminado, pero sin las dificultades políticas adversas. Por lo tanto, los autores proponen el desacoplamiento como una política de intervención alterna para superar la obstrucción política. Por otra parte, en un estudio en la India, Badiani y Jessoe (2011) encontraron que un 10% de reducción promedio en el subsidio generó una disminución de 6.7% en la extracción de agua subterránea. El consenso general es que la reducción de subsidios baja la sobreexplotación de acuíferos (Scott, 2013; OECD, 2013; Sun *et al.*, 2016).

Otra manera de controlar extracciones de agua subterránea es a través del monitoreo de las mismas para determinar la disponibilidad de agua de los acuíferos y los niveles de extracción sustentables, con la finalidad de desarrollar guías o pautas para el uso del agua subterránea, a fin de involucrar a los agricultores en su manejo (Jinno & Sato, 2011). En el estudio anterior, la reducción en el bombeo de agua subterránea fue tan drástica que no sólo se revirtió el proceso de hundimiento de suelo sino la recuperación del nivel freático del acuífero fue mayor a la esperada.

Por último, otra política para administrar agua subterránea es lograr acuerdos voluntarios entre agricultores y organizaciones de

gobierno. La participación en tales programas de control se fomenta a través de incentivos positivos (restitución de impuestos). Tales programas tratan de convencer a los agricultores a través de educación de las ventajas del control afinado del agua subterránea. Los acuerdos voluntarios para el control de agua subterránea son eficientes, pues dependen del conocimiento especializado de los participantes sobre las condiciones locales (Das, 2015). Esto significa la participación de agricultores en la planeación y toma de decisiones a nivel local, como lo establece la OECD (2010).

Todas las políticas mencionadas pudieran recomendarse para los valles de Maneadero y Guadalupe. Podría haber soluciones más transparentes, eficientes y políticamente alcanzables, en comparación con la eliminación drástica del subsidio eléctrico, sobre todo cuando el Cotas está involucrado de manera activa con la comunidad de agricultores.

Impedimentos

Como ya se mencionó, en México, la escasez de agua para irrigación no sólo es atribuible a un mal manejo del recurso sino a la falta de transparencia. Uno de los mayores retos es lograr una gobernanza

adecuada para garantizar el suministro seguro y confiable para la agricultura y para todos los sectores económicos (Transparency International, 2008). El grado de corrupción en el sector público en instituciones de gobierno se asocia con el tamaño del sector informal, el cual, a su vez, tiene un impacto negativo en todos los sectores y sobre todo en el ambiente (OECD, 2015). Otra práctica común, de acuerdo con Kemper (2007), es que los usuarios del agua falsean el registro de los derechos de agua al reportar menor extracción a su consumo real. En 2010, la Auditoría Superior de la Nación de México publicó un reporte que evidenció las irregularidades y prácticas ilegales en el manejo de recursos financieros públicos e inversión en el sector hídrico. El reporte expone la incapacidad de la Conagua para proveer documentación confiable para monitorear la forma en que los estados manejan sus recursos y que presenta información insuficiente para llevar a cabo una auditoría exhaustiva (OECD, 2013). Todo lo anterior podría proveer una explicación de la razón por la cual las decisiones sobre administración del agua son frecuentemente tomadas por razones no relacionadas con datos científicos o técnicos.

Es urgente la necesidad de invertir en soluciones sostenibles para el uso eficiente del agua subterránea y su asignación. Las soluciones posibles son endógenas a la disponibilidad de recursos naturales de Ensenada. Las alternativas que consisten en el uso de agua residual tratada para irrigación e infiltración de acuíferos han sido identificadas desde hace varios años, pero no han sido implementadas en su totalidad, a pesar de la escasez de agua en la región. Las razones

principales para seleccionar a las alternativas descritas son: 1) representan las soluciones potenciales para mitigar la escasez de agua en la zona y restaurar a los acuíferos; 2) son financieras y ambientalmente sustentables; 3) permiten maximizar el uso simple de recursos naturales endógenos ya existentes, reducen desperdicios, y minimizan los costos de fertilizantes y otros gastos requeridos por la irrigación de cultivos en Ensenada; 4) son una opción para la adaptación y mitigación al cambio climático al ahorrar energía y reducir el costo del bombeo de agua subterránea, provee irrigación y reduce la huella hídrica de la producción de alimentos; 5) proveen autosustentabilidad en la administración de recursos hídricos subterráneos, al reducir la dependencia de los EUA para controlar el propio destino del manejo del agua en la región, y 6) ayudan al desarrollo económico sustentable, al garantizar una fuente permanente de agua para irrigación.

Conclusiones

El reúso de agua residual tratada para irrigación y recarga de acuíferos es la alternativa más costo-efectiva desde un punto de vista ambiental y económico en Ensenada, Baja California, México. Los beneficios

potenciales de la infiltración en Maneadero son similares a la opción de irrigación en términos de reducir los costos de bombeo de agua. Se puede afirmar que los beneficios totales de implementar estas alternativas son mayores que los costos combinados de transportación de agua y desalación de agua de mar. El costo del acueducto del río Colorado-Tijuana a Ensenada es alto. Además, hay un escenario futuro incierto para México en lo que respecta a la asignación de agua transfronteriza. La autoridad federal (Conagua) y estatal (CEA) deben proveerle autoridad al Cotas, e incrementar sus recursos financieros, humanos y técnicos para que logren tomar un papel proactivo en el manejo sustentable de los acuíferos de Maneadero y Guadalupe. Los Cotas deben tener la autonomía para la toma de decisiones local y no verse sujeto a decisiones verticales de los gobiernos federal y estatal, para que el proceso resultante sea más sencillo y transparente para los agricultores en el área. El Cotas de Guadalupe debe involucrar a los concesionarios a través de la participación pública y trabajo de forma cercana si su meta es la de contribuir hacia el manejo sustentable del acuífero. A pesar de las diferencias entre concesionarios del agua de los dos valles comparten un problema común: la escasez de agua. Esto implica que los dos Cotas debieran colaborar, compartir información y trabajar de manera cercana, así como involucrar a otros Cotas en la región para alcanzar el mismo fin, el cual es mantener y restaurar los servicios de los acuíferos para las generaciones actuales y futuras. Los precios del agua, al igual que los precios de electricidad por el bombeo de agua subterránea no reflejan la escasez del vital recurso. El costo de

oportunidad del agua subterránea del acuífero es cero; el subsidio a la electricidad para el bombeo está por arriba de 80% y, como resultado, los acuíferos se encuentran agotados. La opción de desacoplar los subsidios podría ser políticamente más aceptada que la eliminación completa o la reducción de subsidios. Además, otra opción potencial para reducir agua para irrigación sería la combinación de la valoración del recurso y el establecimiento de un nivel sustentable de extracción de agua subterránea, en el que los usuarios del agua sean provistos con la mayor tasa de extracción posible en función de los niveles piezométricos de los acuíferos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de México por una beca para los estudios de posgrado de Lázaro S. Elizondo. Agradecen en especial a los ingenieros Alejandro Guzmán y Jezrael Lafarga, gerentes técnicos de los Cotas de Maneadero y Guadalupe, respectivamente. Por último, agradecen en particular a los agricultores que amablemente les dieron acceso a sus propiedades y respondieron a las preguntas de la investigación.

Referencias

Asad, M., & Dinar, A. (2006). *The role of water policy in Mexico: Sustainability, Equity, and economic growth considerations*. Rome. Italy: The World Bank. Recuperado de

documents.worldbank.org/curated/en/825221468052475904/The-role-of-water-policy-in-Mexico-sustainability-equity-and-economic-growth-considerations

Asad, M., & Garduño, H. (2005). *Water resources management in Mexico: The role of the water rights adjustment program (WRAP) in water sustainability and rural development. Latin America and Caribbean Region Sustainable Development working paper No. 24.* Washington, DC, USA: World Bank. Recuperado de <http://documents.worldbank.org/curated/en/224841468761380289/Water-resources-management-in-Mexico-The-role-of-the-water-rights-adjustment-program-WRAP-in-water-sustainability-and-rural-development>

Badiani, R., & Jessoe, K.K. (2011). *Electricity subsidies for agriculture: Evaluating the impact and persistence of these subsidies in India.* Recuperado de https://econweb.ucsd.edu/cee/papers/Jessoe_4april.pdf

Baghapour, M. A., Nasser, S., & Djahed, B. (2013). Evaluation of Shiraz wastewater treatment plant effluent quality for agricultural irrigation by Canadian Water Quality Index (CWQI). *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 10(1), 27. DOI: doi.org/10.1186/1735-2746-10-27

Barkin, D. (2011). The governance crisis in urban water management in Mexico. (pp. 379-393). In: *Water resources in Mexico: Scarcity, degradation, stress, conflicts, management, and policy.* Spring, O. U. (ed.). Berlin, Germany: Springer. Recuperado de

http://doi.org/10.1007/978-3-642-05432-7_27

Casado-Pérez, V. (2014). Missing water markets: A cautionary tale of governmental failure. *NYU Environmental Law Journal*, 23, 157-244.

Charalambous, A. N. (2016). *Transferable groundwater rights: Integrating hydrogeology, law and economics*. Oxford, UK: Routledge.

Comisión Estatal del Agua. (2017). *Programa hídrico del Estado de Baja California*. Recuperado de <http://www.ceabc.gob.mx/peh.html>

Conagua-OECD-IMTA, Comisión Nacional del Agua, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos & Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2010). Financing water resources management in Mexico. *Water Resources Management*, 32. Recuperado de www.conagua.gob.mx/Conagua07/Contenido/Documentos/OECD.pdf

Daesslé, L. W., Sánchez, E. C., Camacho-Ibar, V. F., Mendoza-Espinosa, L. G., Carriquiry, J. D., Macias, V. A., & Castro, P. G. (2005). Geochemical evolution of groundwater in the Maneadero coastal aquifer during a dry year in Baja California, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 13(4), 584-595. DOI: doi.org/10.1007/s10040-004-0353-1

Das, S. K. (2015). The economics of groundwater resource management. *International Journal of Ecosystem*, 5(3A), 65-68.

DOI: doi.org/10.5923/c.ije.201501.09

Durham, B., Rinck-Pfeiffer, S., & Guendert, D. (2003). Integrated water resource management — through reuse and aquifer recharge. *Desalination*, 152(1-3), 333-338. DOI: [doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01081-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01081-0)

Esteban, E., & Albiac, J. (2012). The problem of sustainable groundwater management: The case of La Mancha aquifers, Spain. *Hydrogeology Journal*, 20(5), 851-863. DOI: doi.org/10.1007/s10040-012-0853-3

FAO, Food and Agriculture Organization. (2003). Groundwater management - The search for practical approaches. *FAO Water Reports* 25. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/005/y4502e/y4502e00.htm>

FAO, Food and Agriculture Organization. (2012). Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security. *FAO Water Reports* 38. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf>

FAO & Earthscan, Food and Agriculture Organization & Earthscan. (2011). *The State of the world's land and water resources for food and agriculture. Managing systems at risk*. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e00.htm>

Foster, S., Kemper, K., & Garduño, H. (2004). *The COTAS progress with stakeholder participation in groundwater management in Guanajuato, Mexico. Report Number 38810*. GW MATE Case Profile

- Collection Number 10. Washington, DC, USA: World Bank.
Recuperado de
<http://documents.worldbank.org/curated/en/117621468049746351/Mexico-The-Cotas-Progress-with-stakeholder-participation-in-groundwater-management-in-Guanajuato>
- Friedler, E. (2001). Water reuse — an integral part of water resources management: Israel as a case study. *Water Policy*, 3(1), 29-39. DOI: [doi.org/10.1016/S1366-7017\(01\)00003-4](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(01)00003-4)
- Ganoulis, J. (2012). Risk analysis of wastewater reuse in agriculture. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1(3), 1-9. DOI: doi.org/10.1186/2251-7715-1-3
- Ghaffour, N., Missimer, T. M., & Amy, G. L. (2013). Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination*, 309, 197-207. DOI: doi.org/10.1016/j.desal.2012.10.015
- Gray, J., Holley, C., & Rayfuse, R. (2016). The challenge of trans-jurisdictional water law and governance. In: *Trans-jurisdictional water law and governance*. University of New South Wales (ed.). London, UK: Routledge.
- Hanemman, W. H. (2006). The economic conception of water. In: *Water Crisis: Myth or reality?* Rogers, P. P., Llamas, M. R., & Martinez-Cortina, L. (eds.). London, UK: Taylor & Francis.
- Haruvy, N. (1998). Wastewater reuse—regional and economic

- considerations. *Resources, Conservation and Recycling*, 23(1-2), 57-66. DOI: [doi.org/10.1016/S0921-3449\(98\)00010-X](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00010-X)
- Hearne, R. R., & Donoso, G. (2005). Water institutional reforms in Chile. *Water Policy*, 7(1), 53-69. DOI: wp.iwaponline.com/content/7/1/53
- Hernández-Sancho, F., Lamizana-Diallo, B., Mateo-Sagasta, M., & Qadir, M. (2015). *Economic valuation of wastewater the cost of action and the cost of no action. United Nations Environment Programme*. Recuperado de [doi.org/ISBN: 978-92-807-3474-4](https://doi.org/10.1017/9789280734744)
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). *Cuentas económicas y ecológicas de México 2015. Boletín de Prensa núm. 516/16*. Recuperado de www.inegi.org.mx/saladeprensa/boletines/2016/especiales/especiales2016_11_10.pdf
- Jinno, K., & Sato, K. (2011). Groundwater resources management in Japan. In: Findikakis A. N. & Sato K. (eds.). *Groundwater Management Practices*. Boca Raton, USA: CRC Press-Taylor & Francis Group.
- Kemper, K. E. (2007). Instruments and institutions for groundwater management. In: Giordano, M., & Villholth, K. G. (eds.). *The Agricultural groundwater revolution - Opportunities and threats to development*. Sri Lanka: CAB eBooks. Recuperado de doi.org/10.1079/9781845931728.0153
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H.,

- Kvæerner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C. B., Velasco, E., & Pulido-Velazquez, M. (2014). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*, 518, 250-266. DOI: doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037
- March, H., Saurí, D., & Rico-Amorós, A. M. (2014). The end of scarcity? Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain. *Journal of Hydrology*, 519, 2642-2651. DOI: doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.023
- Medellín-Azuara, J., Howitt, R. E., Waller-Barrera, C., Mendoza-Espinosa, L. G., Lund, J. R., & Taylor, J. E. (2009). A calibrated agricultural water demand model for three regions in northern Baja California. *Agrociencia*, 43, 83-96.
- Medellín-Azuara, J., Mendoza-Espinosa, L., Pells, C., & Lund, J. R. (2013). *Pre-feasibility assessment of a water fund for the Ensenada Region infrastructure and stakeholder analyses*. Davis, USA: Center for Watershed Sciences. Recuperado de watershed.ucdavis.edu/library/pre-feasibility-assessment-water-fund-ensenada-region-infrastructure-and-stakeholder
- Meinzen-Dick, R., & Ringler, C. (2008). Water reallocation: Drivers, challenges, threats, and solutions for the poor. *Journal of Human Development*, 9(1), 47-64. DOI: doi.org/10.1080/14649880701811393
- Mendoza-Espinosa, L. G., Acosta-Zamorano, D., De la Barca, N. C., &

- Cabello-Pasini, A. (2015). Public acceptance of the use of reclaimed water for the irrigation of vineyards: A case study in Guadalupe Valley, Mexico. In: Brebbia C. A. (ed.). *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, vol. 196. Wessex, UK: WIT Press. Recuperado de doi.org/10.2495/WRM150191
- Mendoza-Espinosa, L., Victoria-Orozco-Borbón, M., & Silva-Nava, P. (2004). Quality assessment of reclaimed water for its possible use for crop irrigation and aquifer recharge in Ensenada, Baja California, Mexico. *Water Science and Technology*, 50(2), 285-291. DOI: wst.iwaponline.com/content/50/2/285
- Mendoza-Espinosa, L. G., & Daesslé, L. W. (2018). Consolidating the use of reclaimed water for irrigation and infiltration in a semi-arid agricultural valley in Mexico: Water management experiences and results. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 8(4), 679-687, DOI: [10.2166/washdev.2018.021](https://doi.org/10.2166/washdev.2018.021)
- NRC, National Research Council. (2008). *Desalination. A national perspective*. Washington, DC, USA: National Academies Press. Recuperado de doi.org/10.17226/12184
- OECD, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2010). *Sustainable management of water resources in agriculture*. Recuperado de [doi.org/DOI 10.1787/9789264083578-en](https://doi.org/10.1787/9789264083578-en)
- OECD, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2013). *Making water reform happen in Mexico*. Recuperado de

doi.org/10.1787/9789264187894-en

OECD, Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos. (2015). *OECD economic surveys: Mexico 2015*. Recuperado de http://dx.doi.org/10.1787/eco_surveys-mex-2015-en

OIEDRUS, Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable de Baja California. (2015). *Biblioteca Agropecuaria*. Recuperado de http://www.oiedrus-bc.gob.mx/oiedrus_bca/biblioteca.php

Pombo, A., Breceda, A., & Aragón, A. V. (2008). Desalinization and wastewater reuse as technological alternatives in an arid, tourism booming region of Mexico. *Frontera Norte*, 20(39), 191-216.

Qureshi, M. E., Reeson, A., Reinelt, P., Brozović, N., & Whitten, S. (2012). Factors determining the economic value of groundwater. *Hydrogeology Journal*, 20(5), 821-829. DOI: doi.org/10.1007/s10040-012-0867-x

Rogers, P., De Silva, R., & Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, 4(1), 1-17. DOI: [doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00004-1](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00004-1)

Sagarpa, Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. (2015). *Programa Especial de Energía Para el Campo en Materia de Uso Agrícola*. Recuperado de <https://www.gob.mx/agricultura/acciones-y-programas/programa-especial-de-energia-para-el-campo-en-materia-de-energia-electrica-de-uso-agricola>

- Sarai-Atab, M., Smallbone, A. J., & Roskilly, A. P. (2016). An operational and economic study of a reverse osmosis desalination system for potable water and land irrigation. *Desalination*, 397, 174-184. DOI: doi.org/10.1016/j.desal.2016.06.020
- Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., & Zahoor, A. (2013). Global, regional, and country-level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1-13. DOI: doi.org/10.1016/j.agwat.2013.08.007
- Scott, C. A. (2013). Electricity for groundwater use: Constraints and opportunities for adaptive response to climate change. *Environmental Research Letters*, 8(3), 35005. DOI: doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/035005
- Scott, J. (2009). *The incidence of agricultural subsidies in Mexico agricultural trade adjustment and rural poverty. Transparency, accountability and compensatory programs in Mexico. Mexican rural development research reports*. Mexico City, Mexico: Woodrow Wilson International Center for Scholars Mexico Institute.
- Sun, S., Sesmero, J. P., & Schoengold, K. (2016). The role of common pool problems in irrigation inefficiency: A case study in groundwater pumping in Mexico. *Agricultural Economics (United Kingdom)*, 47(1), 117-127. DOI: doi.org/10.1111/agec.12214
- Tellez-Foster, E., Rapoport, A., & Dinar, A. (2017). Groundwater and electricity consumption under alternative subsidies: Evidence from

- laboratory experiments. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*, 68, 41-52. DOI: doi.org/10.1016/j.socec.2017.03.003
- The World Bank. (2009). *Poverty and social impact analysis of groundwater over-exploitation in Mexico*. Recuperado de siteresources.worldbank.org/INTPSIA/Resources/490023-1120841262639/Mexico_groundwater.pdf
- Transparency International. (2008). *Global Corruption Report 2008: Corruption in the water sector*. Recuperado de www.transparency.org/whatwedo/publication/global_corruption_report_2008_corruption_in_the_water_sector
- Treidel, H., Martin-Bordes, J. L., & Gurdak, J. J. (2012). *Climate change effects on groundwater resources: A global synthesis of findings and recommendations*. London, UK: CRC Press-Taylor & Francis Group.
- UNESCO, United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization. (2015). *The UN World Water Development Report 2015, Water for a Sustainable World*. Recuperado de www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2015-water-for-a-sustainable-world/
- United Nations. (2015). *The Millennium Development Goals Report 2015. Change*. Recuperado de www.undp.org/content/undp/en/home/librarypage/mdg/the-millennium-development-goals-report-2015.html

- Waller-Barrera, C., Mendoza-Espinosa, L. G., Medellín-Azuara, J., & Lund, J. R. (2009). Optimización económico-ingenieril del suministro agrícola y urbano: una aplicación de reúso del agua en Ensenada, Baja California, México. *Ingeniería hidráulica en México*, 24(4), 87-103.
- Ward, F., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423-446. DOI: [doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00039-9)
- WHO & UNICEF, World Health Organization & United Nations Children's Fund. (2015). *Progress on drinking water and sanitation - 2014 update*. Recuperado de www.unicef.org/publications/index_73448.html
- Winpenny, J., Heinz, I., & Koo-Oshima, S. (2010). *The wealth of waste: The economics of wastewater use in agriculture*. *FAO Water Report 35*. Recuperado de www.fao.org/docrep/012/i1629e/i1629e00.htm