



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS ECONÓMICO ADMINISTRATIVAS

DOCTORADO EN CIENCIAS EN ECONOMÍA AGRÍCOLA

VALOR ECONÓMICO Y TARIFAS DEL AGUA RESIDUAL EN LA AGRICULTURA DEL VALLE DEL MEZQUITAL.



APROBADA



TESIS

Que como requisito parcial
para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS

Presenta:

JONATHAN HERNÁNDEZ PÉREZ

Bajo la supervisión de: DR. JUAN HERNÁNDEZ ORTIZ

Chapingo, Estado de México, septiembre de 2024



VALOR ECONÓMICO Y TARIFAS DEL AGUA RESIDUAL EN LA AGRICULTURA
DEL VALLE DEL MEZQUITAL

Tesis realizada por **Jonathan Hernández Pérez** bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS EN ECONOMÍA AGRÍCOLA

DIRECTOR:


DR. JUAN HERNÁNDEZ ORTIZ

ASESOR:


DR. RAMÓN VALDIVIA ALCALÁ

ASESOR:


DR. OSCAR ANTONIO ARANA CORONADO

LECTOR EXTERNO:


DR. FERMÍN SANDOVAL ROMERO

CONTENIDO

I.	INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
	Objetivos	3
	Hipótesis.....	4
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	5
	Tarifas del agua en la agricultura	10
	Valoración económica del agua	14
	Referencias.....	17
III.	PRODUCCIÓN AGRÍCOLA Y CAMBIO CLIMÁTICO EN EL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO	28
	Introducción	29
	Materiales y métodos	32
	Resultados y discusión	35
	Conclusiones	41
	Referencias.....	42
IV.	TARIFAS Y AGUA VIRTUAL EN TRES CULTIVOS DEL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO	46
	Introducción	48
	Materiales y métodos	50
	Resultados y discusión	52
	Conclusiones	55
	Referencias.....	57
V.	VALOR ECONÓMICO DEL AGUA EN EL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO	60
	Introducción	61
	Materiales y métodos	63
	Resultados	69
	Discusión	74
	Conclusiones	75
	Referencias.....	76

VI. DISPOSICIÓN A PAGAR DE LOS AGRICULTORES DEL DR003 TULA HIDALGO PARA MEJORAR LA CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO Y PRODUCIR ALIMENTOS INOCUOS	80
Introducción	80
Materiales y métodos	85
Resultados y discusión	87
Conclusiones	91
Referencias	92
VII. CONCLUSIONES GENERALES	97

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Superficie regable por municipio y modulo del DR 003.	33
Cuadro 2. Rendimiento y superficie sembrada de los principales cultivos por módulo de riego.....	51
Cuadro 3. Actividades y precio neto.	67
Cuadro 4. Superficie máxima de los cultivos.....	68
Cuadro 5. Padrón óptimo de cultivos en los diferentes escenarios.	70
Cuadro 6. Costo reducido en los diferentes escenarios.	72
Cuadro 7. Precio sombra en los diferentes escenarios.	73
Cuadro 8. Frecuencia de las variables DAP, nivel de estudios e ingreso.	87
Cuadro 9. Resultados de las estimaciones de los coeficientes de los modelos.	88
Cuadro 10. Efectos marginales y razón de probabilidad de las variables.	89

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del DR 003 Tula, Hidalgo, México.	33
Figura 2. Proporción de la superficie cosechada en el ciclo otoño-inverno.	36
Figura 3. Proporción de la superficie cosechada en el ciclo primavera-verano.....	37
Figura 4. Superficie cosechada en el cultivo de alfalfa, 2001-2022.....	39
Figura 5. Costo del agua para producir una tonelada de cultivo.	52
Figura 6. Cantidad de agua consumida para producir una tonelada de cultivo.	53
Figura 7. Tarifa calculada por dam ³ de agua.	54
Figura 8. Superficie equipada para riego por aprovechamiento directo de aguas residuales municipales tratadas.	62
Figura 9. Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo.....	64
Figura 10. Superficie sembrada en los diferentes escenarios.	69
Figura 11. Variación de la superficie sembrada de los principales cultivos en los diferentes escenarios.	71

ABREVIATURAS USADAS

FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
REPDA	Registro Público de Derechos de Agua
PTAR	Plantas de tratamiento de aguas residuales
CONAGUA	Comisión Nacional de Agua
DR	Distrito de riego
WWAP	Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos
OMS	Organización Mundial de la Salud
SWRM	Sistema de gestión de recursos hídricos

DEDICATORIAS

Dedicada a mi madre y padre.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), por el respaldo económico.

A la Universidad Autónoma Chapingo, por brindar la posibilidad de realizar estudios de posgrado.

A los profesores del programa del Doctorado en Economía Agrícola, por sus enseñanzas y por compartir su conocimiento.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Jonathan Hernández Pérez
Fecha de nacimiento: 31 de agosto de 1986
Lugar de nacimiento: Chapopote Chico, Chalma, Veracruz.
No. Cartilla militar: D-5168186
CURP: HEPJ860831HVZRRN01
Correo: jonahdezp@gmail.com

Desarrollo académico

2002-2005. Preparatoria Agrícola de la Universidad Autónoma Chapingo.
2006-2010. Licenciatura en Economía Agrícola.
2017-2019. Maestría en Ciencias de la Economía Agrícola y de los Recursos Naturales.
2019-2024. Doctorado en Ciencias en Economía Agrícola.

Publicaciones

- Hernández Pérez, J. (2020) Desempleo en México por características sociodemográficas, 2005-2018. *ECONOMÍAUNAM*, 50, 166-181. ISSN: I665-952X; e-ISSN: 2448-8143. <https://doi.org/10.22201/fe.24488143e.2020.50.524>
- Hernández Pérez, J. (2021) Efecto del consumo de energía renovable en las emisiones de gases de efecto invernadero en países con ingresos bajos y altos. *ACTAUNIVERSITARIA*, 31, 1-10. ISSN online 2007-9621. <https://doi.org/10.15174/au.2021.3030>
- Pérez Soto, F., Hernández Pérez, J. y Figueroa Hernández, E. (2022). Efecto de la Inversión Extranjera Directa sobre El PIB de México. Escenarios territoriales ante la reconfiguración del orden mundial. ISBN del volumen: UNAM 978-607-30-6944-1, AMECIDER 978-607-8632-31-2. <http://ru.iiec.unam.mx/5815>. Constancia digital.
- Hernández Pérez, J.; Pérez Soto, F. y Figueroa Hernández, E. (2023). El desempleo en México de 2019 a 2022. Nuevas territorialidades. Gestión de los territorios con inclusión, innovación social y sostenibilidad. ISBN: UNAM 978-607-30-8306-5, AMECIDER 978-607-8632-36-7. <http://ru.iiec.unam.mx/6073/>. Constancia digital.
- Hernández Pérez, J.; Hernández Ortiz, J.; Valdivia Alcalá, R. & Arana Coronado, O. A. (2023). Tarifas y Agua Virtual en Tres Cultivos del Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(6), 7507-7519. ISSN: 2707-2207, ISSN: 2707-2215 (en línea). https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i6.9291
- Tapia García, T. X.; Hernández Pérez, J.; & Castellanos Suarez, J. A. (2024). Análisis de la producción y exportación de la fresa mexicana, 1988-2020. *EDUCATECONCIENCIA*, 32(2). ISSN Electrónico: 2683-2836, CD-ISSN: 2007-634. <https://doi.org/10.58299/edutec.v31i42.719>
- Hernández Pérez, J.; Arana Coronado, O. A.; Hernández Ortiz, J. & Valdivia Alcalá, R. (2025). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México. *Tecnología y ciencias del agua*. ISSN, 2007-242. Próximo a publicar en el vol. 16, núm. 1, enero-febrero 2025. DOI: 10.24850/j-tyca-16-1-5. <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/enefeb2025>

RESUMEN GENERAL

Valor económico y tarifas del agua residual en la agricultura del Valle del Mezquital.¹

El continuo crecimiento de la población y de la demanda de agua por todos los sectores han contribuido al deterioro y escasez de este recurso, por lo cual, se han buscado alternativas sostenibles para su gestión; como la recuperación de aguas residuales. El objetivo de este documento fue realizar una investigación sobre el problema económico del agua del Distrito de Riego 003 Tula Hidalgo, utilizando diferentes metodologías. Se analizaron las políticas tarifarias de tres cultivos y se hizo la valoración económica del agua mediante un modelo de programación lineal; y se determinó la disposición a pagar de los productores por agua de mejor calidad utilizando el método de valoración contingente. Las tarifas del agua son diferentes en cada uno de los módulos de riego y se cobra una cuota constante sin diferenciar el tipo de cultivo; el cultivo de alfalfa demanda mayor cantidad de agua que el maíz grano y la avena forrajera, por lo tanto, el costo por unidad de volumen en alfalfa ($6.5 \text{ \$/dam}^3$) es más baja que en la avena forrajera ($23.4 \text{ \$/dam}^3$). Las cuotas que pagan los agricultores son menores al valor económico por unidad de agua obtenidos, es decir, no reflejan el verdadero valor del recurso; ante escenarios de escasez el precio sombra pasa de 0.64 a 0.91 $\text{\$/m}^3$ de agua. Los productores están dispuestos a pagar \$1,649.184 por hectárea regada con por agua de mejor calidad para producir alimentos inocuos; afectado positivamente por el nivel de estudios (22.6%), ingreso (20.3%) y la percepción sobre la salud del consumidor (11%). Se recomienda que las cuotas que pagan los productores se incrementen gradualmente, sobre todo, en los cultivos más rentables y de mayor demanda de agua, siempre y cuando se mejore la calidad del agua con un mejor tratamiento.

Palabras clave: aguas residuales, cuota de agua, agua virtual, precio sombra, programación lineal, disposición a pagar.

¹ Tesis de Doctorado en Ciencias en Economía Agrícola, Universidad Autónoma Chapingo.

Autor: Jonathan Hernández Pérez.

Director de Tesis: Dr. Juan Hernández Ortiz.

ABSTRACT

Economic value and rates of wastewater in agriculture in the Mezquital Valley.²

The continued growth of the population and the demand for water by all sectors have contributed to the deterioration and scarcity of this resource, which is why sustainable alternatives for its management have been sought; such as the recovery of wastewater. The objective of this document was to conduct research on the economic problem of water in Irrigation District 003 Tula Hidalgo, using different methodologies. The fare policies of three crops were analyzed and the economic valuation of water was made using a linear programming model; and the producers willingness to pay for better quality water was determined using the contingent valuation method. Water rates are different in each of the irrigation modules and a constant fee is charged without differentiating the type of crop; alfalfa cultivation requires more water than grain corn and forage oats, therefore, the cost per unit of volume in alfalfa (\$6.5/dam³) is lower than in forage oats (\$23.4/dam³). The fees paid by farmers are less than the economic value per unit of water obtained, that is, they do not reflect the true value of the resource; in the event of scarcity scenarios, the shadow price goes from \$0.64 to \$0.91/m³ of water. Producers are willing to pay \$1,649.184 per irrigated hectare for better quality water to produce safe food; positively affected by the level of education (22.6%), income (20.3%) and the perception of consumer health (11%). It is recommended that the fees paid by producers be increased gradually, especially for the most profitable crops with the highest water demand, as long as water quality is improved with better treatment.

Keywords: wastewater, water fare, virtual water, shadow price, linear programming, willingness to pay.

² PhD Thesis in Agricultural Economics, Chapingo Autonomous University.
Autor: Jonathan Hernández Pérez.
Director de Tesis: Dr. Juan Hernández Ortiz.

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

El crecimiento demográfico y económico ha aumentado la demanda de agua y la producción de aguas residuales en una escala inimaginable (Fagundes & Marques, 2023). La mayor parte del aumento proyectado de la población mundial tendrá lugar en países en desarrollo que ya sufren problemas de agua, alimentos y salud (Bouwer, 2000). El sector agrícola agrava este problema, ya que es el principal usuario de agua y es responsable del 70% de las extracciones de agua dulce y de más del 90% de su uso consuntivo (FAO, 2013).

En México, el mayor volumen concesionado para usos consuntivos lo representa el uso agrupado agrícola, principalmente para riego. En 2017, el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA), registró 66.80 miles de hm³ para uso agrícola (42.47 miles de hm³ de origen superficial y 24.32 miles de hm³ de origen subterráneo) que representaron el 76% de total de extracción de los diferentes usos consuntivos. El riego es reconocido como el principal contribuyente a la degradación del ecosistema del agua (Flávio et al., 2017), además, la contaminación que hacen los demás sectores.

El deterioro de la calidad del agua en los últimos años puso en consideración la gestión moderna de estos recursos, la cual, incluyen la desalinización del agua de mar y la recuperación de aguas residuales (Bakopoulou et al., 2010). La reutilización del agua tratada y sin tratar para el riego agrícola se considera una opción para enfrentar los problemas de escasez, sobre todo en las regiones áridas y semiáridas (Alcon et al., 2010).

El total de aguas residuales municipales anualmente generado en México es de 7.41 miles de hm³/año (234.9 m³/s) y el caudal tratado en 4.28 miles de hm³/año (135.6 m³/s); el total de aguas residuales no municipales es 6.88 miles de hm³/año (218.1 m³/s) y se tratan 2.64 miles de hm³/año (83.7 m³/s). En 2017 se reutilizaron 1.2 miles de hm³/año (39.8 m³/s) de aguas residuales tratadas directamente de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y 2.5 miles de hm³/año (78.8 m³/s) se reutilizaron indirectamente después de su primera descarga en un cuerpo

de agua (CONAGUA, 2018). Del total de agua tratada, solo el 25.3% se reutiliza en la agricultura; el resto se vierte a cuerpos de agua superficiales o a aguas subterráneas para su recarga (De Anda & Shear, 2008).

Se estima que la superficie de riego con aguas residuales (tratadas o mezcladas) en México es de 345,083 ha, de las cuales 178, 952 ha se realiza en 14 distritos de riego (DR); y 166,131.2 ha en unidades de riego. El DR 003 Tula lo encabeza la lista con 43,564 ha, representando el 24.3% del total, principalmente para la producción de avena, cebada forrajera, trigo, maíz, frijol y alfalfa (Cisneros & Saucedo, 2016).

La gestión del agua es importante en todos los sectores y se hace cada vez más necesaria debido al incremento en la demanda, por el crecimiento de la población, por el crecimiento de la economía, el crecimiento en la demanda de alimentos, por los efectos del cambio climático y por la contaminación. Por lo tanto, pueden llevarse a cabo alternativas para mejorar el suministro y gestionar la demanda; por ejemplo, del lado de la oferta se pueden construir plantas de tratamiento de aguas municipales o aguas residuales y por el lado de la demanda se pueden aumentar las tarifas. Las acciones que predominan para la gestión del agua son las de mejorar el suministro.

Las tarifas que comúnmente pagan los usuarios por el agua solo representan, en el mejor de los casos, el costo de operación o suministro, de mantenimiento y de administración. Es decir, no se cobra por el valor que tiene el agua por sí misma, ni por el precio de escasez. Además, estos costos o inversiones que hace el proveedor o DR están altamente subsidiados. Esto provoca que el agua no se asigne de manera eficiente, se malgaste o se desperdicie y no haya intención de invertir en sistemas de riego eficientes.

Uno de los debates es que precio o tarifa cobrar a los agricultores, esto debido a que llevar a la práctica el incremento en las tarifas es muy complejo y existen muy pocos casos de éxito. Para encontrar el valor real del agua se requiere de valoración y existen diferentes métodos. Young & Loomi, (2014) dedican un libro a los métodos de valoración de las inversiones y políticas en agua, clasificándolas en técnicas inductiva o deductiva.

Valorar el agua agrícola es una herramienta importante para la gestión del agua y el desarrollo de políticas (Medellín et al., 2010). Es decir, asignar el agua hacia usos en los que producen el mayor rendimiento económico total (Ward & Michelsen, 2002) o maximizar el valor que proporciona a la sociedad (Fisher et al., 2002).

El Valle de Mezquital tiene una condición especial, debido a que las aguas con las que riegan las parcelas son aguas residuales provenientes de la ciudad de México. El riego con este tipo de agua ha marcado el paisaje y la situación económica de la región. Es decir, ha permitido la producción de algunos granos y forrajes.

El uso de agua residual en la agricultura puede ser una alternativa a los problemas de escasez o problemas de disponibilidad, al incremento en la demanda de riego por la demanda de alimentos y crecimiento de la población. En este sentido, se requiere conocer el valor económico del uso del agua residual en la agricultura del DR003 Tula, ya que estos valores permiten tomar decisiones racionales que apoyan la asignación y el uso de los recursos hídricos.

La tesis está conformada por siete capítulos. En este capítulo I se incluye una introducción, el planteamiento del problema, los objetivos y las hipótesis de la investigación. El capítulo II es una revisión de literatura sobre el uso del agua residual en la agricultura y su valoración. En el capítulo III se hace una descripción y análisis de la producción agrícola del distrito de riego 003 Tula, del año 2001 al 2022 y la relación del reúso de aguas residuales y el cambio climático. En el capítulo IV se incluyó un artículo donde se calculan las tarifas de agua de riego para el cultivo de alfalfa, maíz grano y avena forrajera. El capítulo V es un artículo relacionado a la valoración del agua en el distrito de riego 003 Tula, utilizando programación lineal. En el capítulo VI se incluye un artículo donde se estima la disposición a pagar de los agricultores para mejorar la calidad del agua y producir alimentos inocuos. Finalmente, en el capítulo VII se redactan las principales conclusiones.

Objetivos

Objetivo general

Realizar una investigación del valor económico y tarifas del agua residual en la agricultura del DR 003 Tula, Hidalgo.

Objetivos específicos

- i. Analizar la producción agrícola del Distrito de Riego 003 Tula Hidalgo en el periodo 2001-2022.
- ii. Analizar las tarifas actuales y estimar las tarifas para los cultivos de alfalfa, maíz grano y avena forrajera.
- iii. Estimar el valor económico del agua de uso agrícola en el Distrito de Riego 003 Tula Hidalgo ante escenarios de escasez, mediante un modelo de programación lineal.
- iv. Calcular la disposición a pagar, por parte de los agricultores del Distrito de Riego 003 Tula Hidalgo, por agua de mejor calidad.

Hipótesis

- i. En el DR 003 se siembran cultivos que les permite la calidad del agua, es decir, las aguas residuales son una restricción para expandir el padrón de cultivos.
- ii. Las tarifas de agua cobradas por el DR 003 Tula es general en cada módulo de riego y no reflejan el valor del agua según el tipo de cultivo.
- iii. El precio que pagan los productores por el agua no refleja el verdadero valor de este recurso.
- iv. Los agricultores del Distrito de Riego 003 Tula Hidalgo están dispuestos a pagar por agua de mejor calidad, y una de las variables que la favorece es la percepción que tienen los productores sobre la salud de los consumidores.

II. REVISIÓN DE LITERATURA³

La contaminación del agua es un efecto combinado de procesos físicos, químicos y biológicos a lo largo de las vías hidrológicas sobre, debajo y a través de la tierra. Estos impactos en la calidad del agua reducen la disponibilidad del agua en las regiones (de Anda & Shear, 2021).

Los cambios en el uso del suelo y la intensificación en el consumo de agua han provocado la degradación de los principales ecosistemas hídricos (Aznar et al., 2021). Además, la ausencia de precio se traduce como una ausencia de valor y por lo tanto, mayor derroche y contaminación (Azqueta et al., 2007).

La reutilización de aguas residuales para la agricultura es común en todo el mundo, sin embargo, el tratamiento de aguas residuales es raro en muchos países (Contreras et al., 2017). Es difícil saber con exactitud que países reutilizan agua por las diferentes maneras de medir, ya sea como: volumen total reutilizado, reutilización per cápita, porcentaje del uso total de agua, porcentaje de aguas residuales tratadas; o las cifras simplemente se ocultan por razones políticas y económicas (Jiménez & Asano, 2008). Se estima que un poco más del 16% de la población mundial en los países de ingresos altos producen el 41% de las aguas residuales mundiales (Jones et al., 2021).

A nivel mundial, dos tercios del agua residual aplicada no recibe algún tipo de tratamiento (Trinh et al., 2013) y el uso de agua residual en la agricultura es entre el 1.5% al 6.6%, es decir, de 4.5 a 20 millones de hectáreas de los 301 millones de hectáreas que se riegan a nivel global, donde destaca la participación de China, Egipto, India, Indonesia, Irán, México y Pakistán. En México, se estima que entre 70,000 y 190,000 hectáreas se riegan con aguas residuales tratadas y no tratadas, respectivamente (Sato et al., 2013).

En el mundo, más del 80% de las aguas residuales se vierte al medio ambiente sin tratamiento alguno. Los países de ingresos altos tratan cerca del 70% de las aguas

³ Este manuscrito fue enviado a la revista e-Agronegocios del Tecnológico de Costa Rica.

residuales municipales e industriales que generan. En los países de ingresos medios-altos, 38%; y en los países de ingresos medios-bajos, 28%. En los países de ingresos bajos solo el 8% recibe algún tratamiento (WWAP, 2017).

Los países con mayor cantidad de reúso de aguas residuales son: China, México y Estados Unidos con 14.8, 4.4 y 7.6 millones de m³/día, respectivamente, pero en los dos primeros casos son de aguas residuales sin tratar. Los países más importantes en reutilización de aguas residuales tratadas son Estados Unidos, Arabia Saudita y Egipto con 7.6, 1.8 y 1.7 millones de m³/día, respectivamente (Jiménez & Asano, 2008).

En los países en desarrollo, la mayor proporción del agua reciclada se usa en la agricultura, mientras que en los países desarrollados el agua reciclada se usa en mayor proporción para actividades urbanas (Brissaud, 2009). Sin embargo, en los países en desarrollo se riegan con estas aguas porque no tienen alternativas de agua de riego (Qadir et al., 2010) y a pesar de eso, este recurso hídrico también tiene la capacidad de impulsar la economía local (Bdour et al., 2009).

En Israel, el 75% del agua reciclada se utiliza para la agricultura de riego con 19,000 ha. En Kuwait, el riego agrícola con agua reciclada representa el 25% de la superficie total regada. En India, Egipto y Vietnam, más de 73,000 ha, 42,000 y 9,000 ha son tierras irrigadas con aguas residuales respectivamente (Chen et al., 2013). En Francia e Italia, las aguas residuales tratadas para el riego agrícola cubren más de 3,000 y 4,000 ha., respectivamente (Angelakis et al., 2003). En España, el 79.2% del volumen de aguas residuales tratadas es reutilizado por la agricultura (Iglesias & Ortega, 2008).

México ocupa el primer lugar a nivel mundial en el uso de aguas residuales tratadas utilizadas para riego con 4.4 millones de m³/día, seguidos por Egipto, China y Siria con 1.9, 1.2 y 1.1 millones de m³/día, respectivamente. En cuanto a aguas residuales sin tratar para la agricultura, México es el segundo a nivel mundial solo después de China (Jiménez & Asano, 2008).

El sistema del Valle del Mezquital es el ejemplo más grande y antiguo del mundo con respecto al uso de aguas residuales sin tratar para el riego agrícola (Lesser et al., 2018). Más de 90,000 ha de tierras de cultivo se riegan con las aguas residuales no tratadas de la Ciudad de México, que se distribuyen en los distritos de riego agrícola de Tula, Ajacuba y Alfajayucan. La alta disponibilidad de agua residual ha puesto a los agricultores en una zona de comodidad y donde el tratamiento de estas aguas se percibe como una amenaza (Durán et al., 2021).

El factor más importante que aumenta la probabilidad de usar agua reciclada en la agricultura es la escasez (Bakopoulou et al., 2010). Es decir, si no hay disponibilidad de agua dulce, una alternativa es utilizar aguas residuales (Sheidaei et al., 2016). Por lo tanto, su importancia radica en que es un recurso hídrico alternativo, especialmente en regiones donde hay escasez o donde se siembran cultivos con altos requerimientos de agua.

La escasez de agua y el deterioro de la calidad de los recursos hídricos en los últimos años han llevado al reconocimiento de que se debe adoptar una gestión moderna de los recursos hídricos. Los recursos hídricos alternativos incluyen la desalinización del agua de mar y la recuperación de aguas residuales (Bakopoulou et al., 2010).

La reutilización del agua tratada para el riego agrícola se considera una opción prometedora en las regiones que enfrentan problemas de escasez de agua (Alcon et al., 2010). Y a diferencia de las aguas residuales sin tratar, reducen las enfermedades transmitidas por el agua y abarcan una mejor producción agrícola (Fagundes & Marques, 2023).

El uso más común para las aguas residuales recuperadas es para fines no potables, como los usos de riego agrícola y urbano. También se han desarrollado otros usos, como los industriales, la mejora del medio ambiente (humedales, refugios de vida silvestre, hábitats ribereños, lagos urbanos), lucha contra incendios, control de polvo y descarga de inodoros. Todos estos usos podrían requerir el tratamiento del efluente para que cumpla con los requisitos de calidad para el uso previsto (Bouwer, 2000).

La reutilización de aguas residuales urbanas o de drenaje es una realidad en la mayoría de los grandes sistemas de riego, en particular en los grandes arrozales de Asia (FAO, 2013). Se estima que para el año 2040 en Israel, el efluente de aguas residuales tratadas se convertirá en la principal fuente de agua para riego, suministrando el 70% del agua de riego total que se utilizará en el país (Haruvy et al., 1999). La reutilización de estas aguas podría satisfacer la demanda de agua existente (Angelakis et al., 2003) o para complementar el suministro de agua de manera segura y sostenible (Chen et al., 2013).

Los beneficios que puede derivar de su uso en la agricultura se resumen en: la captura de nutrientes y el ahorro de fertilizantes, la mejora de las actividades de los microorganismos del suelo, la mejora de las condiciones de salud del suelo, mayores rendimientos de los cultivos, disminución de la salinidad (Lazaridou et al., 2019). Asimismo, puede contribuir a la mitigación del cambio climático, dado que podría reducir la huella hídrica y la huella de carbón; evitado el bombeo de agua dulce y el ahorro de energía, el ahorro de fertilizantes, la captura de fósforo y la prevención de la extracción de fertilizantes minerales de las minas (Hanjra et al., 2012) y en reducir los costos de riego debido a que los costos de tratamiento podrían ser más bajos (Haruvy et al., 1999).

Los agricultores, las comunidades y los consumidores están en riesgo por los componentes nocivos de las aguas residuales sin tratar (Wichelns & Qadir, 2015). El uso de aguas residuales para el riego puede causar daños considerables a la salud pública y al medio ambiente. Su uso en la agricultura causa externalidades negativas tanto para la salud pública (a través del consumo de productos agrícolas regados con aguas residuales) como para el medio ambiente (al contaminar constantemente las aguas subterráneas, los suelos y el mal olor).

En consecuencia, los agricultores de aguas residuales son más propensos que los agricultores de agua dulce a sufrir enfermedades parasitarias (Weldesilassie et al., 2009).

En un estudio para el Distrito de Riego 003 Tula, encontraron que, debido al uso de aguas residuales en la irrigación, conducen a una degradación física y química del

suelo influyendo en la productividad agrícola y que la presencia de metales tóxicos en la alfalfa representa un riesgo para la salud y el medio ambiente (Cornejo et al., 2012). Este tipo de agua en el sector agrícola de la región Valle del Mezquital en Hidalgo, contiene una alta carga contaminante compuesta por material orgánico, algunos metales, bacterias y detergentes, lo cual posibilita problemas de salud pública y degradación de suelos (García-Salazar, 2019). Aumento de las enfermedades diarreicas en los niños (Contreras et al., 2017). En el plan director DR003 se menciona que la composición química de las aguas residuales ocasiona la disminución de la vida útil de la infraestructura hidroagrícola, en donde las compuertas, represas, tomas granja, deben ser reemplazadas por lo menos cada tres años, y los gases generados por las aguas negras ocasionan la corrosión del concreto de las estructuras tales como alcantarillas y túneles (CONAGUA, 2020).

Se estima que más del 10% de la población mundial consume alimentos producidos por riego con aguas residuales (OMS, 2024). Parte de esta población consume los productos crudos como las verduras, sobre todo en los países en desarrollo donde solo una pequeña parte de las aguas residuales recibe el tratamiento adecuado (Drechsel & Evans, 2010). Además, existe una gran divergencia en la literatura actual sobre los efectos del riego con agua residual sobre los cultivos, lo cual dificulta a los formuladores de política al evaluar su contribución en la seguridad alimentaria. Es decir, no se sabe con exactitud el problema de consumir alimentos regados con aguas residuales, sigue siendo controvertido (Han-jie et al., 2022).

El riego con aguas residuales podría incrementar el rendimiento en arroz forrajero (Tran et al., 2019), algodón, maíz (Tsadilas & Vakalis, 2003). Las de mayor concentración del agua residual doméstica y de cría que contienen mayor cantidad de nutrientes como potasio, nitrógeno y fósforo, podría incrementar este rendimiento, mientras que las aguas residuales industriales que contienen componentes más peligrosos y metales pesados no degradables como mercurio, plomo y cromo, ocurre lo contrario (Han-jie et al., 2022). Estos metales pesados pueden acumularse en los vegetales como cebolla, ajo, tomate y berenjena (Amin et al., 2013), haba, trigo, avena, plátano, alfalfa, rábanos y espinacas (Gupta et al., 2012), menta, espinaca y zanahoria (Arora et al., 2008) y afectar la salud de los

consumidores. También se pueden acumular en los suelos y vegetales como acelga, apio, puerro y berro y después transferirse a los humanos a través de la cadena alimentaria (Tariq, 2021). Las diferencias en la concentración de metales pesados en los vegetales dependen de su capacidad de absorción, del pH del suelo, del contenido de materia orgánica, la humedad del suelo, la especie, la edad, el tipo y el genotipo de la planta, así como la fertilización (Chaoua et al., 2019).

En este sentido, el uso del agua residual en la agricultura se debe hacer de manera segura para las actividades agrícolas (Silva et al., 2008), tanto para los productores y en la selección de los cultivos. Se recomienda evaluar los beneficios y riesgos caso por caso y con una perspectiva de economía circular (Voulvoulis, 2018).

La explotación de estas aguas ofrece el potencial de apoyar la transición hacia una economía circular y avanzar hacia muchos objetivos del desarrollo sostenible interconectados (Jones et al., 2021).

Tarifas del agua en la agricultura

En los años 70 inicia el debate sobre la recuperación de costos de operación y mantenimiento en las tarifas y en la década de los 90 empiezan a incorporarse las políticas de precios (Molle & Berkoff, 2007b).

Aún no está claro cuál es el precio o tarifa correcta y como debería implementarse. Del total de superficie de riego a nivel mundial, el 60% de los casos se cobra por superficie y el 25% se usa el precio volumétrico. Esta última se debe a los altos costos de implementación, y que requiere de instrumentos para que se mida el volumen de agua, que se hace con medidores (Tsur, 2004).

La fijación de la tarifa de riego es un problema complejo que involucra el valor real del agua y otros factores, tanto económicos, sociales y ambientales (Portoghese et al., 2021).

Al pasar de una tarifa fija a un sistema volumétrico induce a una reducción general de la demanda de agua y se puede suponer que los agricultores reducen la cantidad de exceso de agua. Es decir, la aplicación de agua se hace con base en las necesidades de agua del cultivo (Pronti & Berbel, 2023).

Las tarifas que pagan los productores en el sector agrícola solo incluyen los costos de operación, administración y mantenimiento del módulo, pero no pagan el costo por extracción y contaminación. A diferencia de los otros sectores donde la tarifa toma en cuenta la heterogeneidad regional de la disponibilidad de agua. Cuando la extracción de la fuente superficial o subterránea supera el volumen concesionado, entonces si se les cobra por cada metro cubico (Guerrero et al., 2015).

Las tarifas de agua en el sector agrícola están fuertemente subsidiadas, lo que dificulta la aplicación de cargos en aguas residuales. Sin embargo, los precios bajos de las aguas residuales recuperadas son ineficaces debido al acceso de los agricultores al agua dulce para riego a tarifas bajas (Abu-Madi et al., 2008).

La falta de tarifas reales para gestionar la demanda y la asignación de agua ha ocasionado el desperdicio y las ineficiencias. Sin embargo, las instituciones que administran el agua están diseñadas para evitar conflictos de uso, en lugar de promover un uso económicamente eficiente (Howitt et al., 1980). Una política de tarifas puede provocar cambios en los patrones de cultivo, mejores tecnologías de riego y liberar agua para otros sectores o actividades de mayor valor. Otro de los objetivos adicionales, además de reducir el desperdicio, es minimizar el daño ambiental. La fijación de tarifas sirve también como herramienta para mitigar las externalidades ambientales, como la salinización del suelo, la contaminación del agua y los riesgos para la salud (Molle & Berkoff, 2007a).

Las tarifas en bloque inducen la reducción del uso del agua sin cargar a los agricultores con el costo total que implicaría un simple precio de costo marginal. Es decir, el precio sombra o de eficiencia como indicador para establecer tarifas en el sector agrícola (Ramirez et al., 2019). Existe la preocupación de que la fijación de

precios de costo marginal en la agricultura desplace a la agricultura familiar y a pequeña escala. Por el contrario, una tarificación creciente permite imponer un precio alto y socialmente óptimo en el margen, manteniendo al mismo tiempo un precio promedio más bajo, manteniendo así a los pequeños productores en el negocio. Es decir, dada la heterogeneidad entre los productores, los pequeños agricultores pagarán el nivel de precios más bajo, mientras que los grandes agricultores pagarán el nivel de precios más alto en el margen (Bar-Shira et al., 2006).

La aplicación de tarifas es casi inexistente incluso en regiones avanzadas que presentan escases de agua y son contados los casos exitosos en la aplicación de estas políticas. Por lo que nos muestra que existe una brecha entre la teoría y la práctica. Esto se debe a dificultades económicas y arraigos culturales y sociales. Como ya se mencionó, el objetivo del aumento en las tarifas es la conservación del agua y esto rara vez es comprendido (Molle & Berkoff, 2007b). Y aún no se cuenta con una metodología estándar (Fagundes & Marques, 2023).

Uno de los efectos del incremento en las tarifas es el abandono de tierras agrícolas o a una mayor disposición de los agricultores a abandonar sus tierras de cultivo, debido al incremento en sus costos de producción (Zhu et al., 2018), lo que podrían reducir la producción agrícola de un país y poner en peligro la autosuficiencia alimentaria, precios más altos de los alimentos para los consumidores urbanos, incremento en las importaciones y reducción en el ingreso de los productores con efectos negativos en el desarrollo rural (Stijn et al., 2009).

El incremento en las tarifas con fuente de agua superficial puede ocasionar incrementos en la demanda de aguas subterráneas o una sobreexplotación de los acuíferos (Gómez & Pérez, 2012). Sobre todo, cuando se trata de un incremento en las tarifas del agua de menor calidad, puede motivar la perforación de pozos, o reducir el consumo del canal de riego y consumir agua de otras fuentes superficiales (Gallego-Ayala et al., 2011).

Los agricultores más pobres son los más afectados por tarifas más altas debido a que baja su rentabilidad (Stijn et al., 2009). Por lo tanto, este proceso debe ser

gradual con una combinación de políticas; la inclusión de factores sociales, económicos, ecológicos y ambientales (Zhu et al., 2018); y medir los impactos e implicaciones de manera integrada (Gallego-Ayala et al., 2011). Además, se necesita concientización, educación y difusión de resultados de otras experiencias para ayudar al cambio de actitudes (Abu-Madi et al., 2008).

La demanda del agua es inelástica por debajo de un umbral de tarifa y es elástica por arriba de ella. Cuando la tarifa es baja en relación con el umbral, es necesario un aumento considerable en la tarifa para inducir la reducción deseada de la demanda. A tarifas bajas, los agricultores optimizan el agua por otros factores y no por su precio. Llegado a cierto umbral, la actualización de una tarifa se vuelve eficaz para reducir la demanda. En este sentido, una política tarifaria será efectiva solo si se fija por arriba del umbral (Fraiture & Perry, 2007).

Por otra parte, hay autores que refieren que los agricultores son muy poco sensibles a los cambios en el precio o tráfico del agua. Incluso para reducciones relativamente pequeñas se necesitan grandes aumentos en el precio o en las tarifas (Scheierling et al., 2006).

La implementación de políticas se deba hacer analizando la tarifa del agua y si aumenta o disminuye el bienestar social (Gallego-Ayala et al., 2011); como un acuerdo entre el gobierno local, los agricultores y las asociaciones de usuarios del agua (Berbel et al., 2019).

La implementación del incremento en las tarifas requiere de una mejora en la infraestructura de riego y de los sistemas de gestión, como instalaciones de medición y suministro de agua. Sin embargo, los países en desarrollo aún no tienen la infraestructura adecuada (C. Y. Zhang & Oki, 2023). Es necesario ampliar la inversión en investigación y desarrollo, servicios de extensión y programas de capacitación para informar a los agricultores sobre las ventajas de las tecnologías de producción modernas y promover métodos de riego eficientes en el uso del agua. Debido a que, el cambio tecnológico es el principal determinante del crecimiento de la productividad (Shah et al., 2023).

En este sentido, bajo el racionamiento del agua, cambios de precios, subsidios y otras políticas, los agricultores normalmente compensarán el uso del agua con inversiones en eficiencia del riego para maximizar las ganancias (Medellín-Azuara et al., 2012).

Valoración económica del agua

Ante un mundo de escasez de recursos, se debe elegir entre distintas alternativas de recursos, y para esto debemos comparar cuál es el costo de elegir una y el de no elegir la otra mejor opción, para que de esta manera se aproveche mejor este recurso. Existen recursos naturales que están vinculados directamente a los mercados, pero muchos no están regulados por los mercados debido a las características propias de estos recursos, por ejemplo, son bienes públicos no excluibles y no agotables, a la presencia de externalidades y a otros factores. Por lo tanto, no existe optima asignación de los recursos, lo que hace que haya un gran potencial para la gestión y la necesidad de saber el valor de estos recursos (Champ et al., 2017).

En un sistema de mercado, los precios son las señales que informan sobre el valor de las cosas. Los recursos naturales proporcionan una serie de funciones que, aunque de un valor indudable, carecen de precio. La ausencia de precio se traduce como una ausencia de valor, por lo tanto, de degradación ambiental (por ejemplo, la contaminación hídrica). Para evitar este deterioro, se ha visto la necesidad de descubrir el valor económico de las funciones de los recursos naturales. La ausencia de precio para las funciones de los recursos naturales se debe a la ausencia de un mercado donde poder intercambiarlos, y ésta, a su vez, a la inexistencia de unos derechos de propiedad bien definidos sobre las mismas (Azqueta et al., 2007).

El agua puede considerarse como un bien público, privado, común y club. Es un bien público si es no excluible y no rival, por ejemplo, el agua potable; es privado si es excluible y rival, por ejemplo, el agua embotellada; es común cuando no es

excluible y es rival, por ejemplo, el agua de un acuífero; y es club cuando es excluible y no rival, por ejemplo, el riego compartido. Se dice que es rival cuando el uso por parte de una persona impide el uso simultaneo para los demás, y es excluible cuando se puede impedir a los consumidores utilizar el recurso mediante un costo (White, 2015).

Estas características concluyen que el agua no puede ser un bien comercializable tradicional y que el diseño deficiente de los mercados puede conducir a asignaciones deficientes (White, 2015). Es decir, los precios del agua en mercados de agua que funcionan bien ofrecerían la oportunidad de observar directamente el valor económico del agua, por la razón de que son ineficientes, es necesario estimar el valor económico del agua utilizando enfoques alternativos (Young & Loomi, 2014).

El agua tiene valor económico solo cuando su oferta es escasa en relación con su demanda. Siempre que el agua esté disponible en suministro ilimitado, es gratis en el sentido económico. La escasez de agua adquiere un valor económico porque muchos usuarios compiten por su uso. En un sistema de mercado, los valores económicos del agua, definidos por su precio, sirven como guía para asignar el agua entre usos alternativos, potencialmente dirigiendo el agua y sus recursos complementarios hacia usos en los que producen el mayor rendimiento económico total (Ward & Michelsen, 2002). Monetizar todos los usos del agua permite una comparación imparcial entre usos (Fisher et al., 2002).

Además del consumo humano que sustenta la salud y algunos valores no económicos, el agua tiene valor como: un insumo en varios procesos de producción, como diluyente y transportador de desechos, espacio recreativo y hábitat ecológico (Young & Loomi, 2014). La representación de estos intereses utilizando una unidad monetaria común, siempre que sea posible, establece un marco para evaluar las compensaciones y sinergias entre los usos competitivos del agua (Harou et al., 2009). Estas competencias se pueden dar por la ubicación geográfica, entre los usos actuales y la producción de alimentos (Ward & Michelsen, 2002).

El precio que una persona paga por el agua nunca puede exceder de un nivel superior a lo que estaría dispuesto a pagar, de modo que los beneficios económicos

que una persona obtiene del uso del agua generalmente exceden lo que paga por ella. Es decir, la mayoría de los usuarios pagan solamente su costo de suministro físico y no su valor de escasez (Ward & Michelsen, 2002). Los usuarios pagan el capital y los costos operativos de la infraestructura de suministro de agua, pero no hay ningún cargo por el agua *per se*. Se ha observado durante mucho tiempo que los precios cobrados a los agricultores son mucho más bajos que los cobrados a los residentes urbanos (Hanemann, 2006). Por otra parte, regar cultivos de bajo valor a un alto precio del agua no resultaría rentable para los agricultores.

Cuando las necesidades básicas de agua humana son pequeñas en comparación con las cantidades utilizadas por otros sectores, el agua no debe gestionarse únicamente para satisfacer las necesidades de agua potable. Cuando el agua es un recurso escaso, debe gestionarse y asignarse de manera eficiente, es decir, para maximizar el valor que proporciona a la sociedad. La administración eficiente de cualquier recurso ocurre cuando una asignación de agua no puede proporcionar mayores ganancias en producción o satisfacción, sin crear simultáneamente una pérdida (Fisher et al., 2002).

Bajo condiciones de escasez de agua, un enfoque económico ayuda a identificar asignaciones eficientes de agua y reducir las prácticas derrochadoras. Dada la alta proporción de agua utilizada para la agricultura en ciertas regiones, el valor económico del agua agrícola puede ser una herramienta importante para la gestión del agua y el desarrollo de políticas (Medellín et al., 2010). En áreas de intensa competencia por el agua, un objetivo importante de la política de asignación de agua es asignar el recurso hídrico a aquellos que harán el uso más productivo, es decir, buscar ese uso o combinación de usos del agua que produce el mayor producto económico (Ward & Michelsen, 2002).

La gestión de los recursos hídricos se considera el principal desafío para el desarrollo, debido a que el crecimiento de la población, el desarrollo económico y los cambios técnicos son los principales factores del consumo de agua (Wang et al., 2018). Esto implica un mayor uso de agua no agrícola (industrial, doméstico y municipal), el cual ejercerá presión sobre el suministro de agua agrícola y, en

consecuencia, afectará la producción agrícola en los próximos años (Xiong et al., 2010).

En China, el gobierno ha planeado adoptar el sistema de gestión de recursos hídricos (SWRM) más estricto como un nuevo concepto para abordar la creciente escasez de agua. El objetivo principal es cumplir con tres líneas: reducir la cantidad total de uso del agua, mejorar la eficiencia del uso del agua y controlar la contaminación del agua (X.-J. Wang et al., 2018). En Irán, la autoridad del agua ha anunciado recientemente que una de las formas efectivas de evitar el alto consumo de agua sin precedentes en el sector agrícola es aumentar el precio del agua (Momeni, Zakeri, Esfandiari, et al., 2019a). Esto implicaría en primer lugar, que los agricultores serán más conscientes de la importancia económica del agua y su escasez y, en segundo lugar, proporciona incentivos a los agricultores para cambiar hacia un patrón de cultivo más productivo (Li et al., 2019).

Referencias

- Abu-Madi, M., Al-Sa'ed, R., Braadbaart, O., & Alaerts, G. (2008). Viability of increasing the tariff of freshwater for irrigation as a tool to stimulate wastewater reuse in the MENA region. *Water Science and Technology*, 57(9), 1475–1481. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.238>
- Alcon, F., Pedrero, F., Martin, J., Arcas, N., Alarcon, J. J., & De Miguel, M. D. (2010). The non-market value of reclaimed wastewater for use in agriculture: A contingent valuation approach. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(SUPPL. 2), 1–6. <https://doi.org/10.5424/sjar/201008s2-1361>
- Aldaya, M. M., Martínez-Santos, P., & Llamas, M. R. (2010). Incorporating the water footprint and virtual water into policy: Reflections from the Mancha Occidental region, Spain. *Water Resources Management*, 24(5), 941–958. <https://doi.org/10.1007/S11269-009-9480-8/METRICS>
- Amin, N. U., Hussain, A., Alamzeb, S., & Begum, S. (2013). Accumulation of heavy metals in edible parts of vegetables irrigated with waste water and their daily intake to adults and children, District Mardan, Pakistan. *Food Chemistry*, 136(3–4), 1515–1523. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.09.058>
- Angelakis, A. N., Bontoux, L., & Lazarova, V. (2003). Challenges and perspectives for water recycling and reuse in EU countries. *Water Science and Technology*:

- Water Supply*, 3(4), 59–68. <https://doi.org/10.2166/ws.2003.0046>
- Arora, M., Kiran, B., Rani, S., Rani, A., Kaur, B., & Mittal, N. (2008). Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources. *Food Chemistry*, 111(4), 811–815. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2008.04.049>
- Arredondo, S. M., & Wilson, P. N. (2004). A farmer-centered analysis of irrigation management transfer in Mexico. *Irrigation and Drainage Systems*, 18(1), 89–107. <https://doi.org/10.1023/B:IRRI.0000019516.75955.1a>
- Aznar, J. A., Belmonte, L. J., Velasco, J. F., & Valera, D. L. (2021). Farmers' profiles and behaviours toward desalinated seawater for irrigation: Insights from South-east Spain. *Journal of Cleaner Production*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126568>
- Azqueta, O. D., Alviar, R. M., Domínguez, V. L., & O'Ryan, R. (2007). *Introducción a la economía ambiental* (2nd ed.). McGRAW-HILL.
- Bakopoulou, S., Polyzos, S., & Kungolos, A. (2010). Investigation of farmers' willingness to pay for using recycled water for irrigation in Thessaly region, Greece. *Desalination*, 250(1), 329–334. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.051>
- Bar-Shira, Z., Finkelshtain, I., & Simhon, A. (2006). Block-Rate versus Uniform Water Pricing in Agriculture: An Empirical Analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 88(4), 986–999. <https://doi.org/10.1111/J.1467-8276.2006.00911.X>
- Bartolini, F., Gallerani, V., Raggi, M., & Viaggi, D. (2009). Water management and irrigated agriculture in Italy: multicriteria analysis of alternative policy scenarios. *Water Policy*, 12(1), 135–147. <https://doi.org/10.2166/wp.2009.158>
- Bdour, A. N., Hamdi, M. R., & Tarawneh, Z. (2009). Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination*, 237(1–3), 162–174. <https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2007.12.030>
- Berbel, J., Borrego-Marin, M. M., Exposito, A., Giannocco, G., Montilla-Lopez, N. M., & Roseta-Palma, C. (2019). Analysis of irrigation water tariffs and taxes in Europe. *Water Policy*, 21(4), 806–825. <https://doi.org/10.2166/wp.2019.197>
- Bouwer, H. (2000). Integrated water management: Emerging issues and challenges. *Agricultural Water Management*, 45(3), 217–228. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(00\)00092-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(00)00092-5)
- Brissaud, F. (2009). Technologies for Water Regeneration and Integrated Management of Water Resources. In S. Sabater & D. Barceló (Eds.), *Water Scarcity in the Mediterranean: Perspectives Under Global Change* (Vol. 8, Issues 978-3-642-03971-3, pp. 95–105). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/698_2009_30
- Calatrava, J., & Garrido, A. (2010). Agricultural Water Pricing: EU and Mexico. In

- Sustainable Management of Water Resources in Agriculture*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264083578-12-es>.
- Champ, P. A., Boyle, K. J., & Brown, T. C. (Eds.). (2017). *A Primer on Nonmarket Valuation* (2nd ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8>
- Chaoua, S., Boussaa, S., El Gharmali, A., & Boumezzough, A. (2019). Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 18(4), 429–436. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2018.02.003>
- Chen, Z., Ngo, H. H., & Guo, W. (2013). A critical review on the end uses of recycled water. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(14), 1446–1516. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.647788>
- Cisneros, O., & Saucedo, H. (2016). *Reúso de aguas residuales en la agricultura*. IMTA. www.gob.mx/imta
- CONAGUA. (2018). Estadísticas del Agua en México. In *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php?publicaciones=1>
- CONAGUA. (2020). *Plan de Riego para el año agrícola 2020-2021*. Dirección Local Hidalgo.
- Contreras, J. D., Meza, R., Siebe, C., Rodríguez-Dozal, S., López-Vidal, Y. A., Castillo-Rojas, G., Amieva, R. I., Solano-Gálvez, S. G., Mazari-Hiriart, M., Silva-Magaña, M. A., Vázquez-Salvador, N., Rosas Pérez, I., Martínez Romero, L., Salinas Cortez, E., Riojas-Rodríguez, H., & Eisenberg, J. N. S. (2017). Health risks from exposure to untreated wastewater used for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: A 25-year update. *Water Research*, 123, 834–850. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.058>
- Cornejo, F., López, M., Beltrán, R., Acevedo, O., Lucho, C., & Reyes, M. (2012). Degradación del suelo en el Distrito de riego 003 Tula, Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(4), 873–880.
- Cornish, G., Bosworth, B., Perry, C., & Burke, J. (2004). *Water Charging in Irrigated Agriculture. An Analysis of International Experience*. FAO. <https://www.fao.org/3/y5690e/y5690e00.htm>
- De Anda, J., & Shear, H. (2008). Challenges Facing Municipal Wastewater Treatment in Mexico. *Public Works Management & Policy*, 14(4), 590–598. <https://doi.org/10.1177/1087724X08317256>
- De Anda, J., & Shear, H. (2021). Sustainable wastewater management to reduce freshwater contamination and water depletion in Mexico. *Water (Switzerland)*, 13(16). <https://doi.org/10.3390/w13162307>
- Dieu-Hang, T., Grafton, R. Q., Martínez-Espiñeira, R., & Garcia-Valiñas, M. (2017). Household adoption of energy and water-efficient appliances: An analysis of attitudes, labelling and complementary green behaviours in selected OECD

- countries. *Journal of Environmental Management*, 197, 140–150. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.03.070>
- Drechsel, P., & Evans, A. E. V. (2010). Wastewater use in irrigated agriculture. *Irrigation and Drainage Systems*, 24(1–2), 1–3. <https://doi.org/10.1007/S10795-010-9095-5/METRICS>
- Durán, J. C., Jiménez, B., Rodríguez, M., & Prado, B. (2021). The Mezquital Valley from the perspective of the new Dryland Development Paradigm (DDP): present and future challenges to achieve sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 48, 139–150. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.01.005>
- Fagundes, T. S., & Marques, R. C. (2023). Challenges of recycled water pricing. *Utilities Policy*, 82, 101569. <https://doi.org/10.1016/J.JUP.2023.101569>
- FAO. (2013). *Afrontar la escasez de agua. Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria*. www.fao.org/publications
- Fisher, F. M., Arlosoroff, S., Eckstein, Z., Haddadin, M., Hamati, S. G., Huber-Lee, A., Jarrar, A., Jayyousi, A., Shamir, U., & Wesseling, H. (2002). Optimal water management and conflict resolution: The Middle East Water Project. *Water Resources Research*, 38(11), 25-1-25–17. <https://doi.org/10.1029/2001wr000943>
- Flávio, H. M., Ferreira, P., Formigo, N., & Svendsen, J. C. (2017). Reconciling agriculture and stream restoration in Europe: A review relating to the EU Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 596–597, 378–395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.057>
- Fraiture, C., & Perry, C. J. (2007). Why Is Agricultural Water Demand Unresponsive at Low Price Ranges? In *Irrigation Water Pricing: The Gap Between Theory and Practice* (pp. 94–105).
- Frederick, K. D. (2006). Irrigation efficiency, a key issue: more crops per drop. In *Water Crisis: Myth or Reality Marcelino Botin Water Forum 2004*. Taylor & Francis/Balkema.
- Gallego-Ayala, J., Gomez-Limon, J. A., & Arriaza, M. (2011). Irrigation water pricing instruments: a sustainability assessment. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 981–999. <https://doi.org/https://doi.org/10.5424/sjar/20110904-449-10>
- García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios Sociales*, 29(54), 2–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741>
- Garrone, P., Grilli, L., & Marzano, R. (2019). Price elasticity of water demand considering scarcity and attitudes. *Utilities Policy*, 59, 100927. <https://doi.org/10.1016/J.JUP.2019.100927>
- Gómez, C. M., & Pérez, C. D. (2012). Do drought management plans reduce drought

- risk? A risk assessment model for a Mediterranean river basin. *Ecological Economics*, 76, 42–48. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2012.01.008>
- Griffin, R. (2006). Water Pricing. In *Water Resource Economics*. The MIT Press. https://fundacionbotin.org/89dguuytdfr276ed_uploads/ObservatorioTendencias/PUBLICACIONES/LIBROSSEMINTERN/watercrisis/librocompleto-watercrisis.pdf
- Guerrero, H., Gómez, F., & Rodríguez, J. R. (2015). Water Pricing in Mexico: Pricing Structures and Implications. In A. Dinar, V. Pochat, & J. Albiac-Murillo (Eds.), *Water Pricing Experiences and Innovations* (pp. 231–247). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16465-6_12
- Gupta, N., Khan, D. K., & Santra, S. C. (2012). Heavy metal accumulation in vegetables grown in a long-term wastewater-irrigated agricultural land of tropical India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(11), 6673–6682. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2450-7>
- Gurría, Á. (2008). Los precios del agua para la agricultura. *La Exposición Internacional Zaragoza 2008*. <https://www.oecd.org/environment/lospreciosdelaguaparalaagricultura-observacionesdeangelgurriasecretariogeneralde laocde.htm>
- Han-jie, W., Jingjing, W., & Yu, X. (2022). Wastewater irrigation and crop yield: A meta-analysis. *Journal of Integrative Agriculture*, 21(4), 1215–1224. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(21\)63853-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(21)63853-4)
- Hanemann, W. M. (2006). The economic conception of water. *Water Crisis: Myth or Reality Marcelino Botin Water Forum 2004*, 61–91. <https://doi.org/10.1201/9781439834275.pt2a>
- Hanjra, M. A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., & Jackson, T. M. (2012). Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215(3), 255–269. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.10.003>
- Harou, J. J., Pulido, M., Rosenberg, D. E., Medellín, J., Lund, J. R., & Howitt, R. E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3–4), 627–643. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.037>
- Haruvy, N., Offer, R., Hadas, A., & Ravina, I. (1999). Wastewater irrigation-economic concerns regarding beneficiary and hazardous effects of nutrients. *Water Resources Management*, 13(5), 303–314. <https://doi.org/10.1023/A:1008114225469>
- Hoekstra, A. Y., & Chapagain, A. K. (2007). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Integrated Assessment of Water Resources and Global Change*, 21, 35–48. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5591-1_3

- Howitt, R. E., Watson, W. D., & Adams, R. M. (1980). A reevaluation of price elasticities for irrigation water. *Water Resources Research*, 16(4), 623–628. <https://doi.org/10.1029/WR016I004P00623>
- Iglesias, R., & Ortega, E. (2008). Present and future of wastewater reuse in Spain. *Desalination*, 218(1–3), 105–119. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.09.031>
- Jiménez, B., & Asano, T. (2008). Water reclamation and reuse around the world. In J. Blanca & T. Asano (Eds.), *Water Reuse - An International Survey of current practice, issues and needs* (Issue d, pp. 3–26). IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781780401881>
- Jones, E. R., Van Vliet, M. T. H., Qadir, M., & Bierkens, M. F. P. (2021). Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13(2), 237–254. <https://doi.org/10.5194/ESSD-13-237-2021>
- Kang, S., Hao, X., Du, T., Tong, L., Su, X., Lu, H., Li, X., Huo, Z., Li, S., & Ding, R. (2017). Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment: From research to practice. *Agricultural Water Management*, 179, 5–17. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2016.05.007>
- Lazaridou, D., Michailidis, A., & Mattas, K. (2019). Evaluating the willingness to pay for using recycled water for irrigation. *Sustainability (Switzerland)*, 11(19), 1–8. <https://doi.org/10.3390/su11195220>
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mählknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Li, M., Xu, W., & Zhu, T. (2019). Agricultural water allocation under uncertainty: Redistribution of water shortage risk. *American Journal of Agricultural Economics*, 101(1), 134–153. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay058>
- Marston, L., & Konar, M. (2017). Drought impacts to water footprints and virtual water transfers of the Central Valley of California. *Water Resources Research*, 53(7), 5756–5773. <https://doi.org/10.1002/2016WR020251>
- Medellín-Azuara, J., Howitt, R. E., & Harou, J. J. (2012). Predicting farmer responses to water pricing, rationing and subsidies assuming profit maximizing investment in irrigation technology. *Agricultural Water Management*, 108, 73–82. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2011.12.017>
- Medellín, J., Harou, J. J., & Howitt, R. E. (2010). Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation. *Science of the Total Environment*, 408(23), 5639–5648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.013>
- Molle, F., & Berkoff, J. (2007a). Water Pricing in Irrigation: Mapping the Debate in

- the Light of Experience. In *Irrigation Water Pricing Policy: The Gap Between Theory and Practice* (pp. 21–76).
- Molle, F., & Berkoff, J. (2007b). Water pricing in irrigation: The lifetime of an idea. *Irrigation Water Pricing: The Gap Between Theory and Practice*, 1–20. <https://doi.org/10.1079/9781845932923.0001>
- Momeni, M., Zakeri, Z., Esfandiari, M., Behzadian, K., Zahedi, S., & Razavi, V. (2019a). Comparative analysis of agricultural water pricing between Azarbaijan Provinces in Iran and the state of California in the US: A hydro-economic approach. *Agricultural Water Management*, 223(July), 105724. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105724>
- Momeni, M., Zakeri, Z., Esfandiari, M., Behzadian, K., Zahedi, S., & Razavi, V. (2019b). Comparative analysis of agricultural water pricing between Azarbaijan Provinces in Iran and the state of California in the US: A hydro-economic approach. *Agricultural Water Management*, 223, 105724. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2019.105724>
- Momeni, M., Zakeri, Z., Zahedi, S., & Razavi, V. (2019). Investigation on water content of selected agricultural products of East Azarbaijan and West Azarbaijan. *International Journal of Hydrology Science and Technology*, 9(2), 189–200. <https://doi.org/10.1504/IJHST.2019.098163>
- OMS. (2024). *Saneamiento*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/sanitation>
- Portoghese, I., Giannoccaro, G., Giordano, R., & Pagano, A. (2021). Modeling the impacts of volumetric water pricing in irrigation districts with conjunctive use of surface and groundwater resources. *Agricultural Water Management*, 244, 106561. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2020.106561>
- Pronti, A., & Berbel, J. (2023). The impact of volumetric water tariffs in irrigated agriculture in Northern Italy. *Environmental Impact Assessment Review*, 98, 106922. <https://doi.org/10.1016/J.EIAR.2022.106922>
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCornick, P. G., Drechsel, P., Bahri, A., & Minhas, P. S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, 97(4), 561–568. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2008.11.004>
- Ramirez, B. A., Gonzalez, A., Valdivia, R., Salas, J. M., & García, J. A. (2019). Tarifas eficientes para el agua de uso agrícola en la Comarca Lagunera. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(3), 539–550. <https://doi.org/10.29312/remexca.v10i3.1295>
- Ríos-Flores, J. L., Torres Moreno, M., Ruiz Torres, J., & Torres Moreno, M. A. (2016). Efficiency and productivity of water irrigation in wheat (*Triticum vulgare*) from Ensenada and Valle de Mexicali, Baja California, Mexico. *Acta Universitaria*, 26(1), 20–29. <https://doi.org/10.15174/au.2016.825>

- Santos, A. L., Palacios, E., Exebio, A., & Chalita, L. E. (2000). Metodología para evaluar la distribución de costos e ingresos relacionados con el servicio de riego. *Agrociencia*, 34(5), 639–649. <https://agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/68/68>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.08.007>
- Scheierling, S. M., Loomis, J. B., & Young, R. A. (2006). Irrigation water demand: A meta-analysis of price elasticities. *Water Resources Research*, 42(1), 1411. <https://doi.org/10.1029/2005WR004009>
- Shah, W. U. H., Hao, G., Yasmeen, R., Yan, H., Shen, J., & Lu, Y. (2023). Role of China's agricultural water policy reforms and production technology heterogeneity on agriculture water usage efficiency and total factor productivity change. *Agricultural Water Management*, 287, 108429. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2023.108429>
- Sheidaei, F., Karami, E., & Keshavarz, M. (2016). Farmers' attitude towards wastewater use in Fars Province, Iran. *Water Policy*, 18(2), 355–367. <https://doi.org/10.2166/wp.2015.045>
- Shen, D., Yu, X., & Shi, J. (2015). Introducing New Mechanisms into Water Pricing Reforms in China. In A. Dinar, V. Pochat, & J. Albiac-Murillo (Eds.), *Water Pricing Experiences and Innovations* (pp. 343–358). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16465-6_17
- Shi-Kun, S., Pu-Te, W., Yu-Bao, W., & Xi-Ning, Z. (2013). The virtual water content of major grain crops and virtual water flows between regions in China. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93(6), 1427–1437. <https://doi.org/10.1002/JSFA.5911>
- Silva, J., Torres, P., & Madera, C. (2008). Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*, 26(2), 347–359. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180314732020>
- Stijn, S., Jeroen, B., Stefano, F., Aymen, F., Marijke, D., & Luc, D. (2009). Estimating the impacts of water pricing on smallholder irrigators in North West Province, South Africa. *Agricultural Water Management*, 96(11), 1560–1566. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2009.06.014>
- Su, X., Li, J., & Singh, V. P. (2014). Optimal Allocation of Agricultural Water Resources Based on Virtual Water Subdivision in Shiyang River Basin. *Water Resources Management*, 28(8), 2243–2257. <https://doi.org/10.1007/S11269-014-0611-5/TABLES/6>
- Sun, S., Zhang, C. F., Li, X., Zhou, T., Wang, Y., Wu, P., & Cai, H. (2017). Sensitivity of crop water productivity to the variation of agricultural and climatic factors: A study of Hetao irrigation district, China. *Journal of Cleaner Production*, 142,

2562–2569. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.11.020>

- Tariq, F. S. (2021). Heavy metals concentration in vegetables irrigated with municipal wastewater and their human daily intake in Erbil city. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 16(January), 100475. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100475>
- Toan, T. D. (2016). Water Pricing Policy and Subsidies to Irrigation: a Review. *Environmental Processes*, 3(4), 1081–1098. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0187-6>
- Tran, L. D., Phung, L. D., Pham, D. V., Pham, D. D., Nishiyama, M., Sasaki, A., & Watanabe, T. (2019). High yield and nutritional quality of rice for animal feed achieved by continuous irrigation with treated municipal wastewater. *Paddy and Water Environment*, 17(3), 507–513. <https://doi.org/10.1007/s10333-019-00746-x>
- Trinh, L. T., Duong, C. C., Van Der Steen, P., & Lens, P. N. L. (2013). Exploring the potential for wastewater reuse in agriculture as a climate change adaptation measure for Can Tho City, Vietnam. *Agricultural Water Management*, 128, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.06.003>
- Tsadilas, C. D., & Vakalis, P. S. (2003). Economic benefit from irrigation of cotton and corn with treated wastewater. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(4), 223–229. <https://doi.org/10.2166/ws.2003.0066>
- Tsur, Y. (2004). Introduction to special section on Irrigation Water Pricing. *Water Resources Research*, 40(7), 7–8. <https://doi.org/10.1029/2003WR002213>
- Voulvoulis, N. (2018). Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2, 32–45. <https://doi.org/10.1016/J.COESH.2018.01.005>
- Wang, J., Huang, J., Zhang, L., Huang, Q., & Rozelle, S. (2010). Water governance and water use efficiency: The five principles of WUA management and performance in China. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(4), 665–685. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00439.x>
- Wang, X.-J., Zhang, J. J., Gao, J., Shahid, S., Xia, X. H., Geng, Z., & Tang, L. (2018). The new concept of water resources management in China: ensuring water security in changing environment. *Environment, Development and Sustainability*, 20(2), 897–909. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-9918-8>
- Wang, X., & Hu, J. (2015). Research on Virtual Water in the Chinese International Grain Trade. *Modern Economy*, 06(06), 735–746. <https://doi.org/10.4236/me.2015.66070>
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423–446. [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00039-9)
- Weldesilassie, A. B., Frör, O., Boelee, E., & Dabbert, S. (2009). The economic value

- of improved wastewater irrigation: A contingent valuation study in Addis Ababa, Ethiopia. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 34(3), 428–449. <https://doi.org/10.2307/41548426>
- White, C. (2015). *Understanding Water Markets: Public vs. Private Goods*. <http://www.globalwaterforum.org/2015/04/27/understanding-water-markets-public-vs-private-goods/>.
- Wichelns, D., & Qadir, M. (2015). Policy and Institutional Determinants of Wastewater Use in Agriculture. In P. Drechsel, M. Qadir, & D. Wichelns (Eds.), *Wastewater: Economic Asset in an Urbanizing World* (pp. 93–112). Springer Science+Business. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9545-6>
- WWAP. (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. In *Unesco* (Vol. 8, Issue 18). <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>
- Xiong, W., Holman, I., Lin, E., Conway, D., Jiang, J., Xu, Y., & Li, Y. (2010). Climate change, water availability and future cereal production in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(1–2), 58–69. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.015>
- Xu, M., & Li, C. (2020a). Optimal Water Utilization and Allocation Strategy Based on Water Footprint Accounting. *Application of the Water Footprint: Water Stress Analysis and Allocation*, 127–144. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0234-7_11
- Xu, M., & Li, C. (2020b). The Concepts of Virtual Water and Water Footprint. *Application of the Water Footprint: Water Stress Analysis and Allocation*, 9–16. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0234-7_2
- Young, R. A., & Loomi, J. B. (2014). *Determining the economic value of water* (2nd ed.). RFF PRESS.
- Zamani, O., Azadi, H., Mortazavi, S. A., Balali, H., Moghaddam, S. M., & Jurik, L. (2021). The impact of water-pricing policies on water productivity: Evidence of agriculture sector in Iran. *Agricultural Water Management*, 245, 106548. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2020.106548>
- Zhang, C., McBean, E. A., & Huang, J. (2014). A Virtual Water Assessment Methodology for Cropping Pattern Investigation. *Water Resources Management*, 28(8), 2331–2349. <https://doi.org/10.1007/S11269-014-0618-Y/TABLES/12>
- Zhang, C. Y., & Oki, T. (2023). Water pricing reform for sustainable water resources management in China's agricultural sector. *Agricultural Water Management*, 275, 108045. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2022.108045>
- Zhu, X., Zhang, G., Yuan, K., Ling, H., & Xu, H. (2018). Evaluation of agricultural water pricing in an irrigation district based on a Bayesian network. *Water*

(Switzerland), 10(6), 1–17. <https://doi.org/10.3390/w10060768>

III. PRODUCCIÓN AGRÍCOLA Y CAMBIO CLIMÁTICO EN EL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO⁴

Resumen

La intensificación en el consumo de agua ha provocado la degradación de los principales ecosistemas hídricos. El objetivo fue describir los principales cultivos que se cosechan en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México, y como el uso de aguas residuales contribuye a la producción agrícola y a reducir los efectos del cambio climático. Los principales cultivos que se cosecharon fueron avena forrajera en el ciclo otoño-invierno, maíz grano en primavera-verano y alfalfa en los cultivos perennes. Estos cultivos soportan ligeramente la salinidad de suelo y no tienen restricciones con respecto a la calidad del agua, como lo es en algunas hortalizas. A pesar de las condiciones de contaminación del agua, la región del Distrito de Riego 003 Tula es el motor agrícola, el principal productor de granos en el Estado de Hidalgo, lo que representa contribuir a la mitigación del cambio climático mediante el ahorro de agua, ahorro de fertilizantes, menos emisiones de gases, mayor seguridad alimentaria y fuente de ingresos para las familias de los pequeños productores.

Palabras clave: superficie cosechada, cultivos, ciclo agrícola, contaminación del agua.

⁴ Este artículo fue aceptado en la Revista de la Facultad de Ciencias Agropecuarias -FAGROPEC Universidad de la Amazonia, Vol. 16, núm. 2, 2024.

Introducción

Anteriormente las políticas de desarrollo se centraban en promover el comercio, la industria, la energía y la agricultura, pero este enfoque está cambiando, al considerarse al agua como un recurso estratégico para lograr el desarrollo económico, ya que incluye todo lo que importa: la salud humana y ecológica, la producción industrial y agrícola, el comercio internacional, el cambio climático y las políticas nacionales e internacionales (Gleick, 2013).

La disponibilidad y calidad del agua son un límite para el bienestar humano, ya que se requiere proporcionar agua en cantidad suficiente y de calidad aceptable a la población. Sin embargo, estas se ven afectadas directamente por las acciones humanas e indirectamente por el cambio climático antropogénico (Tarhule, 2016). Por otro lado, existe una fuerte competencia por el agua entre los diferentes usos actuales en los diferentes sectores, para la producción de alimentos, para el abastecimiento urbano y para fines turísticos (Ward & Michelsen, 2000; Aznar-Sánchez et al., 2018).

Los cambios en el uso del suelo y la intensificación en el consumo de agua han provocado la degradación de los principales ecosistemas hídricos, y con el cambio climático hay mayor variabilidad en los ciclos de las lluvias y se pueden presentar sequías más largas (Aznar et al., 2021). Esto representa mayor escasez y menor bienestar para la población.

El crecimiento demográfico y económico ha aumentado la demanda de agua y la producción de aguas residuales en una escala inimaginable (Fagundes & Marques, 2023). El sector agrícola es el principal usuario de agua y responsable del 70% de

las extracciones de agua dulce y de más del 90% de su uso consuntivo (FAO, 2013). Además, el riego es reconocido como el principal contribuyente a la degradación del ecosistema del agua (Flávio et al., 2017).

Las practicas del pasado y actuales en la gestión del agua son insostenibles por lo que se requiere gestionarla como un bien económico, para lograr el uso eficiente y equitativo, de manera que se pueda conservar y proteger este recurso. Es decir, soluciones de ganar-ganar en donde haya beneficios para toda la sociedad en lugar de arruinar un sector para apoyar a otro (Tarhule, 2016). Para esto se debe adoptar una gestión integral y moderna de los recursos hídricos, entre las que se encuentran: la desalinización del agua de mar y la recuperación de aguas residuales (Bakopoulou et al., 2010).

El reciclaje de agua se está convirtiendo en un practica importante en los últimos años, sobre todo en zonas afectadas por la escasez. Los usos de las aguas residuales recuperadas son: uso agrícola, riego urbano, mejora del medio ambiente, extinción de incendios, descarga de inodoros; y debe regularse cuidadosamente para evitar efectos en la salud y la contaminación de las aguas subterráneas (Bouwer, 2000).

El cambio climático puede afectar la capacidad y los niveles del servicio hasta los efectos sobre el desempeño del tratamiento y la calidad del agua en las regiones que usan aguas residuales (Khalkhali & Mo, 2020). Las autoridades gubernamentales locales deben ser conscientes de los impactos y riesgos climáticos para poder tomar decisiones importantes a largo plazo relacionadas con su infraestructura (Hughes et al., 2021).

En el Valle del Mezquital, el clima es semiárido con baja precipitación pluvial, por lo que, la producción agrícola sería limitada. Sin embargo, hace más de cien años se conectó con las aguas residuales de la Zona Metropolitana del Valle de México (García-Salazar, 2019; Ortega-Larrocea et al., 2001); y provocó el cambio del paisaje de la cubierta vegetal original a cultivos (Hernández-González et al., 2018). Es decir, hubo una transformación ecológica y socioproductiva (Contreras-Román, 2018).

Los agricultores normalizaron el uso de aguas residuales no tratadas en el riego agrícola, cambiando el paisaje semiárido, y los volvió dependientes de estas aguas, pues son un motor de desarrollo socioeconómico. Se riegan entre 80,000 y 90,000 hectáreas divididas entre tres distritos de riego (DR): el DR 003 Tula, el DR 100 Alfajayucan y el DR 112 Ajacuba (Caucci & Hettiarachchi, 2022). Los cultivos regados con agua residuales se limitan a forrajes, principalmente alfalfa y maíz (Cisneros & Saucedo, 2016; Durán et al., 2021).

La irrigación agrícola, como en el DR 003, juega un papel importante en la economía rural, es un acelerador el crecimiento de la producción; incrementa la producción por unidad de la tierra y se pueden cosechar dos temporadas. Pero también, puede contribuir a mitigar el cambio climático con el consumo de aguas residuales.

El objetivo fue describir los principales cultivos que se cosechan en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México para el periodo 2001-2022, y como el uso de aguas residuales contribuye a la producción agrícola y a reducir los efectos del cambio climático.

Materiales y métodos

Ubicación del distrito

El Distrito de Riego 003 Tula se estableció por decreto presidencial publicado en diario oficial de la federación el 20 de enero de 1955. Se ubica en la región conocida como Valle del Mezquital, al centro-sur del Estado de Hidalgo; entre los paralelos 19° 40' y 20° 29' de latitud norte y los meridianos 99°27' y 99°57', con una altitud media de 1985 msnm. La superficie beneficiada con el riego se distribuye en 17 municipios del Estado de Hidalgo: Atotonilco, Tula, Atitalaquia, Tlaxcoapan, Tetepango, Tlahuelilpan, Tezontepec, Tepetitlán, Mixquiahuala, Francisco I. Madero, Progreso de Obregón, Chilcuautla, San Salvador, Actopan, Santiago de Anaya, Ixmiquilpan y El Arenal (CONAGUA, 2020) (Figura 1).

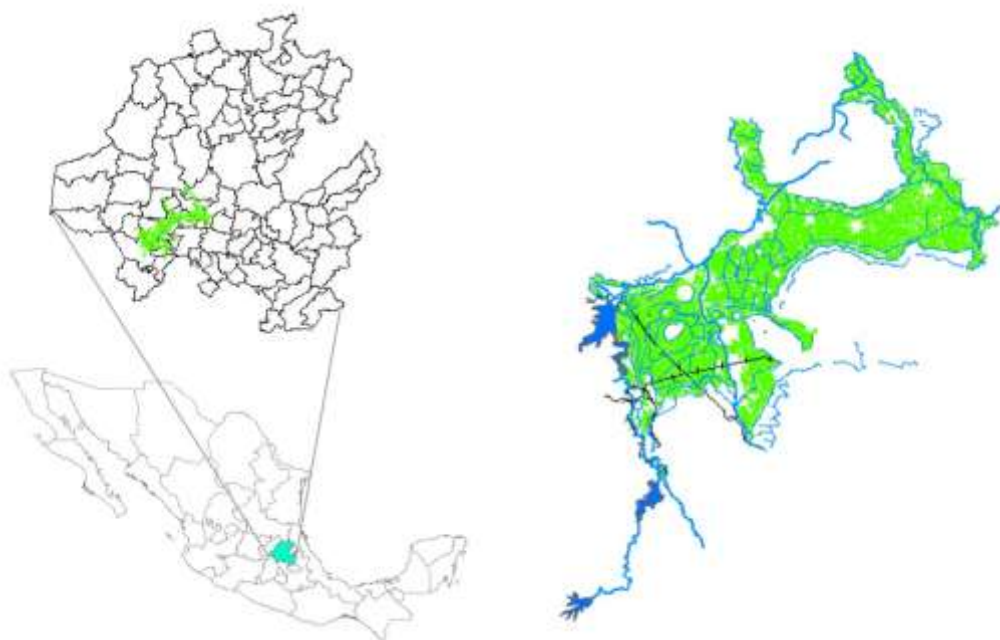


Figura 1. Ubicación del DR 003 Tula, Hidalgo, México.

Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2020).

El DR está integrado por dieciséis módulos de riego: Actopan, Tlamaco-Juandhó, Mixquiahuala, Endhó-Xoxhitlán, Tepatepec, Alto Tepatepec, Tula, El Tumba, Artículo 27, Dendhó-Cardonal, Cerro El Xicuco, El Solís, Gamagaox, El Bexha, Bombeo Agrícola Teltipán y Bombeo Cerro Juandhó de Teltipán. Las fuentes de abastecimiento son la presa Endhó, la presa Requena, la presa Taxhimay, el túnel emisor central, río El Salto, río Salado y Xotho (CONAGUA, 2020).

Cuadro 1. Superficie regable por municipio y modulo del DR 003.

Municipio	Regable (ha)	%	Módulo	Regable (ha)	%
Mixquiahuala	8 700	16,8%	Actopan	10 227,17	20,4%
Francisco I. Madero	7 650	14,8%	Tlamaco-Juandhó	9 418,62	18,8%
Tezontepec	7 372	14,2%	Mixquiahuala	7 316,42	14,6%

San Salvador	6 030	11,7%	Tepatepec	5 836,86	11,6%
Tula	4 728	9,1%	Tula	5 332,84	10,6%
Tlaxcoapan	3 436	6,6%	Endhó-Xoxhitlán	3 833,13	7,7%
Santiago de Anaya	3 160	6,1%	Gamagaox	2 154,59	4,3%
Progreso de Obregón	2 500	4,8%	Artículo 27	1 246,12	2,5%
Actopan	2 476	4,8%	Cerro El Xicuco	1 000,34	2,0%
Atitalaquia	1 460	2,8%	El Bexha	929,71	1,9%
Tlahuelilpan	1 404	2,7%	El Solís	872,91	1,7%
Tepetitlán	915	1,8%	Alto Tepatepec	800,00	1,6%
Tetepango	915	1,8%	El Tumba	400,00	0,8%
Ixmiquilpan	402	0,8%	Dendhó-Cardonal	306,00	0,6%
Atotonilco	304	0,6%	Bombeo Agrícola Teltipán	296,00	0,6%
El Arenal	213	0,4%	Bombeo Cerro Juandhó de Teltipán	133,30	0,3%
Chilcuautila	94	0,2%			
Total	51 759	100%	Total	50 104,01	100%

Fuente: (CONAGUA, 2020).

El número de usuarios en 2001 era 30 948, del cual, 60,3% eran de propiedad ejidal y 44.8% usuarios de pequeña propiedad. Para 2022 el número de usuarios de propiedad ejidal se elevó a 21 083 y el número de usuarios de pequeña propiedad aumentó a 15 754, es decir, 57,2% usuarios ejidales y 42,8% pequeños propietarios. El 54.2% de la superficie regada es ejidal y el 45,8% es pequeña propiedad.

La parcela promedio ejidal es 1,24 hectáreas y la parcela promedio en pequeña propiedad es 1,49 hectáreas. Es decir, las tierras cultivables en el Distrito de Riego se encuentran en manos de pequeños campesinos minifundistas, lo que ocasiona carencia de crédito y asistencia técnica (Contreras-Román, 2018).

Análisis de la información

La base de datos se consultó en la plataforma de la comisión nacional del agua sobre las estadísticas agrícolas de los distritos de riego, donde vienen desagregadas por cultivo, por distrito de riego y por superficies regadas y volúmenes (CONAGUA, 2023). Está la información de 86 distritos de riego, sin embargo, solo se analizó la información del Distrito de Riego 003 Tula, perteneciente al Estado de Hidalgo, México, para el periodo 2001-2022. La información la presentan en forma agregada, es decir, a nivel de distrito, por lo que es una limitante para hacer el análisis más detallado a nivel de módulo de riego. El valor de la producción se deflactó con el índice de precios al productor de la agricultura, con año base julio de 2019 que publica el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2024).

Resultados y discusión

El promedio de la superficie cosechada en el DR 003 Tula en el periodo 2001-2022 fue 47 478,5 hectáreas, de las cuales, 12,7% corresponden a cultivos de otoño-invierno, 36,6% a cultivos de primavera-verano, 50,7% a cultivos perennes. La producción promedio fue de 2,9 millones toneladas, de la cuales, 89,9% corresponde a cultivos perennes, 5,9% de primavera-verano, 4,3% de otoño-invierno. El valor de la producción promedio anual fue \$2 433,8 MXN millones de pesos constantes (a precios de julio de 2019); 7,7% lo generaron los cultivos de otoño-invierno, 43,4% de primavera-verano, 48,9% de cultivos perennes (CONAGUA, 2023).

Superficie cosechada

En promedio de 2001-2022 se cosecharon 6 024 hectáreas en el ciclo otoño-invierno. La avena forrajera, la cebada forrajera, el trigo grano, el nabo y la coliflor, representaron 87,5% de la superficie cosechada en el ciclo otoño-invierno. El cultivo de avena forrajera representó 46,8% de la superficie cosechada total en este mismo ciclo (Figura 2), además, muestra una tendencia creciente.

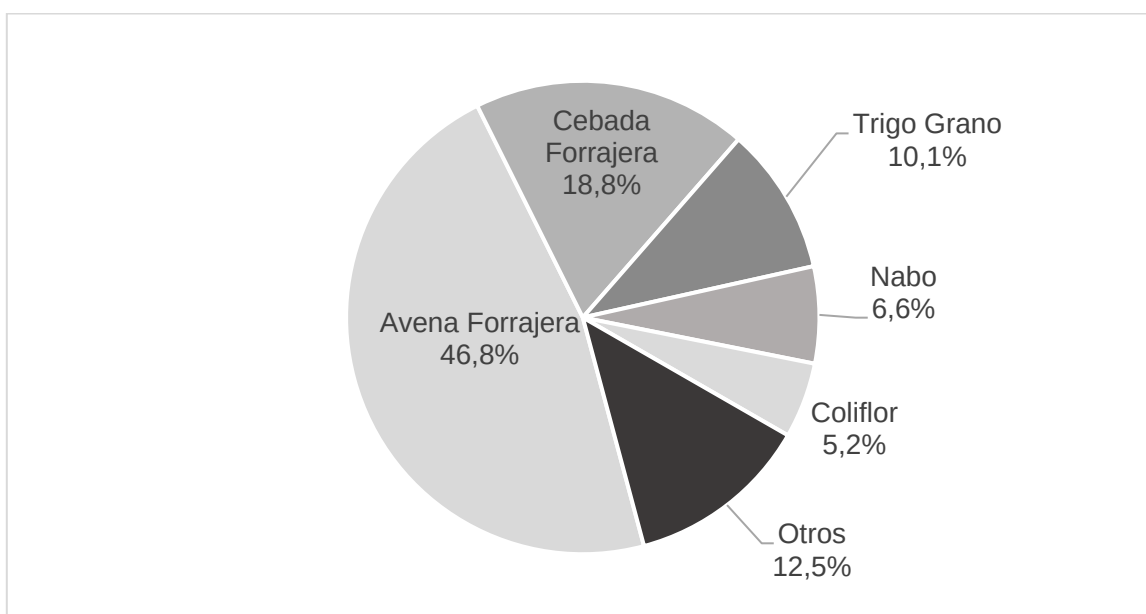


Figura 2. Proporción de la superficie cosechada en el ciclo otoño-invierno.

Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2023).

A pesar de que el cultivo de avena forrajera abarcó la mayor superficie de los cultivos del ciclo otoño-invierno no es el que tuvo el mayor valor de la producción. La coliflor con 5,2% de la superficie cosechada aportó 31,2% del valor de la producción, mientras que la avena forrajera aportó 18,8%. Otro cultivo que aportó

valor agregado con poca superficie cosechada fue el nabo; con 6,6% de la superficie cosechada aportó 12,2% del valor de la producción.

En el ciclo primavera-verano, en promedio se cosecharon anualmente 17 378 hectáreas en el periodo 2001-2022. El cultivo de maíz grano fue el más representativo con 79,5% del total de superficie cosechada (Figura 3), 84,5% del volumen de producción y 73,6% del valor de la producción.

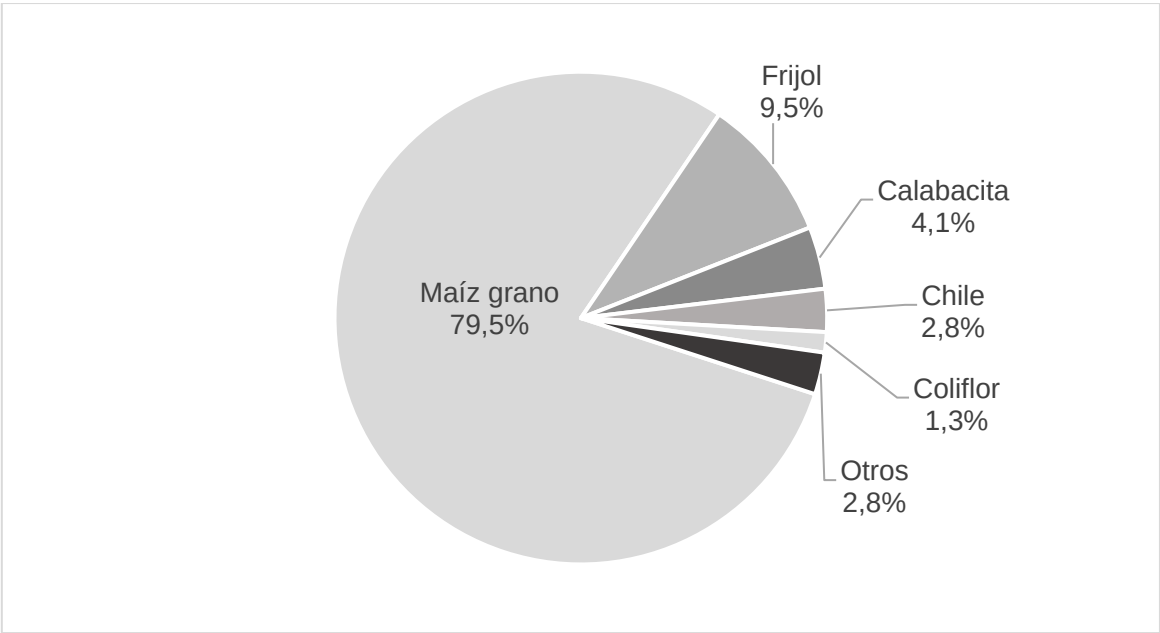


Figura 3. Proporción de la superficie cosechada en el ciclo primavera-verano.

Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2023).

El cultivo de coliflor y calabacita en el ciclo primavera-verano representaron poca superficie cosechada, pero el valor de la producción fue mayor al valor que aportó el frijol con mayor superficie.

Algunos cultivos presentaron una restricción en la superficie de siembra como el brócoli, cilantro, nabo, jitomate, tomate de cascara, debido a la contaminación del agua. Es decir, la calidad del cultivo depende de la calidad del agua (Zhang et al., 2015). Es necesario vigilar que los efluentes tengan la calidad dentro de los estándares para riego y para proteger el ecosistema (Al-Ghazawi & Alawneh, 2021).

En los cultivos perennes se cosecharon en promedio 24 067 hectáreas, de las cuales, 98,0% corresponden al cultivo de alfalfa y solo 0,6% al cultivo de zacate bermuda, el resto son otros forrajes y otros pastos. Estas cifras son muy similares en cuanto a volumen de producción y valor de la producción de la alfalfa, 98,0% y 98,5%, respectivamente. El cultivo de alfalfa representó el 50% de la superficie cosechada total del DR 003. Este cultivo permitió el uso de la tierra en todo el año dejando fuera a los otros cultivos para los ciclos primavera-verano y otoño-invierno. Sin embargo, mostró una tendencia decreciente en la superficie cosechada (Figura 4).

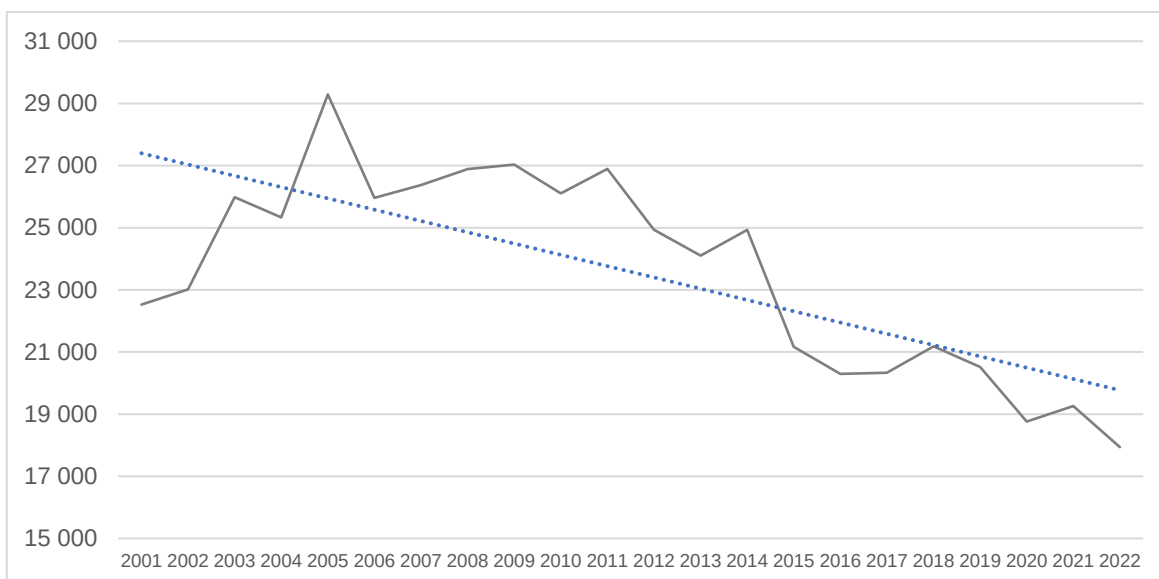


Figura 4. Superficie cosechada en el cultivo de alfalfa, 2001-2022.

Fuente: elaboración propia con información de (CONAGUA, 2023).

Otro de los factores que determinó el tipo de cultivo a sembrar es la salinidad o el alto contenido de sodio en el suelo (Hernández-González et al., 2018). En su mayoría se siembra alfalfa, maíz y avena, ya que estos cultivos toleran moderadamente la salinidad (Pérez-Díaz et al., 2019).

La producción agrícola en el DR 003 contribuye a mejorar la autosuficiencia y seguridad alimentaria del Valle del Mezquital, así como incrementar el ingreso de los productores y mejorar la situación económica de los hogares agrícolas.

En el DR 003 se usaron laminas altas para lavar las sales de los suelos y por las pérdidas de agua en la red de conducción o los canales que no están revestidos (Jiménez-Cisneros et al., 2005).

El riego con aguas residuales aportó al suelo materias orgánicas, nitrógeno y fósforo, que incrementaron la productividad agrícola. Sin embargo, el agua lleva metales pesados que fueron absorbidos por los cultivos como la alfalfa, el maíz, la avena y la calabacita; generaron enfermedades por helmintos en agricultores y consumidores de productos agrícolas regados con agua residual (Jiménez-Cisneros et al., 2005). Los plaguicidas que se usan normalmente, entran al medio ambiente y generan efectos nocivos en el hombre, la fauna y la vegetación (Moncayo-Cassiano et al., 2017).

Pero la reutilización de estas aguas en la agricultura es una alternativa en la gestión del agua después del incremento en el deterioro de su calidad (Bakopoulou et al., 2010) y es una opción en las regiones donde enfrentan escasez (Alcon et al., 2010).

La región del Valle del Mezquital, con la reutilización de aguas residuales contribuye a la adaptación del cambio climático y también aumenta la seguridad alimentaria. Es el granero y forrajero del Estado de Hidalgo y la tercera región productora de México (Contreras-Román, 2018). Esto representa fuentes de empleo y de ingresos para las familias de la región.

El uso de aguas residuales en la agricultura es una importante estrategia para mitigar el cambio climático (Espira et al., 2024); podría reducir la huella hídrica y la huella de carbón; evitado el bombeo de agua dulce y el ahorro de energía, el ahorro de fertilizantes, la captura de fósforo y la prevención de la extracción de fertilizantes minerales de las minas (Hanjra et al., 2012).

Al reducir el exceso de fertilizantes también se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero que se emiten en la producción, y por el secuestro de carbono relacionadas con la producción de cultivos. Además, la reutilización de agua evita la sobreexplotación del acuífero local y previene la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Resende et al., 2022).

Al reutilizar las aguas residuales, el agua ahorrada se puede asignar para usos que requieran mayor calidad, contribuyendo así a una utilización más sostenible de los recursos (Trinh et al., 2013).

Conclusiones

En el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México, se siembran principalmente tres cultivos; la avena y la cebada forrajeras para el ciclo otoño-invierno, el maíz grano para el ciclo primavera-verano y la alfalfa para los cultivos perennes. De estos cuatro, la alfalfa es la que tiene mayor superficie cosechada, sin embargo, esta superficie está reduciendo.

La superficie sembrada de cada cultivo no está determinada por el valor de la producción, sino por la calidad del agua. Se siembran cultivos forrajeros por la resistencia que tienen a la contaminación del agua, a la salinidad del suelo y porque no son cultivos que se consumen directamente.

El uso de agua residuales en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México, es un mecanismo para mitigar los impactos del cambio climático en la agricultura, como los son las sequías, la escasez de agua y la inseguridad alimentaria.

Es necesario elevar el nivel de tratamiento de aguas residuales para que se pueda ampliar el padrón de cultivos o se puedan sembrar cultivos de mayor valor y reducir los riesgos en la salud de los consumidores, productores y regadores; para reducir la infiltración de contaminantes en los acuíferos; y para reducir la contaminación de los suelos.

Sembrar cultivos de mayor valor en la producción pueden contribuir a mejores ingresos, que a su vez, mejor seguridad alimentaria, menor pobreza y mejores condiciones de vida para los pequeños y medianos productores de la región.

Se pueden buscar otras alternativas y combinarlas para obtener mejores resultados para mejorar la resiliencia climática; como la agricultura de conservación, usar fertilizantes y pesticidas ecológicos

Referencias

- Al-Ghazawi, Z., & Alawneh, R. (2021). Use of artificial neural network for predicting effluent quality parameters and enabling wastewater reuse for climate change resilience – A case from Jordan. *Journal of Water Process Engineering*, 44, 102423. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2021.102423>
- Alcon, F., Pedrero, F., Martin, J., Arcas, N., Alarcon, J. J., & De Miguel, M. D. (2010). The non-market value of reclaimed wastewater for use in agriculture: A contingent valuation approach. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(SUPPL. 2), 1–6. <https://doi.org/10.5424/sjar/201008s2-1361>
- Aznar, J. A., Belmonte, L. J., Velasco, J. F., & Manzano, F. (2018). Economic analysis of sustainable water use: A review of worldwide research. *Journal of Cleaner Production*, 198, 1120–1132. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.066>
- Aznar, J. A., Belmonte, L. J., Velasco, J. F., & Valera, D. L. (2021). Farmers' profiles and behaviours toward desalinated seawater for irrigation: Insights from South-east Spain. *Journal of Cleaner Production*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126568>
- Bakopoulou, S., Polyzos, S., & Kungolos, A. (2010). Investigation of farmers' willingness to pay for using recycled water for irrigation in Thessaly region,

- Greece. *Desalination*, 250(1), 329–334.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.051>
- Bouwer, H. (2000). Integrated water management: Emerging issues and challenges. *Agricultural Water Management*, 45(3), 217–228.
[https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(00\)00092-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(00)00092-5)
- Caucci, S., & Hettiarachchi, H. (2022). *Wastewater Irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: Solving a Century-Old Problem with the Nexus Approach* (Issue March). <https://doi.org/10.53325/drdq8710>
- Chávez, A., Rodas, K., Prado, B., Thompson, R., & Jiménez, B. (2012). An evaluation of the effects of changing wastewater irrigation regime for the production of alfalfa (*Medicago sativa*). *Agricultural Water Management*, 113, 76–84. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2012.06.021>
- Cisneros, O., & Saucedo, H. (2016). *Reúso de aguas residuales en la agricultura*. IMTA. www.gob.mx/imta
- CONAGUA. (2020). *Plan de Riego para el año agrícola 2020-2021. Dirección Local Hidalgo*.
- CONAGUA. (2023). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego*. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-agricolas-de-los-distritos-de-riego>
- Contreras-Román, R. H. (2018). Volver a la tierra: retorno migratorio y recampesinización forzada en el Valle del Mezquital, México. *Perspectivas Rurales Nueva Época*, 16(32), 16–32.
<https://doi.org/https://doi.org/10.15359/prne.16-32.3>
- Durán, J. C., Jiménez, B., Rodríguez, M., & Prado, B. (2021). The Mezquital Valley from the perspective of the new Dryland Development Paradigm (DDP): present and future challenges to achieve sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 48, 139–150.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.01.005>
- Espira, L. M., Contreras, J. D., Felix-Arellano, E. E., Siebe, C., Mazari-Hiriart, M., Riojas-Rodríguez, H., & Eisenberg, J. N. S. (2024). A comparative analysis of regional infection risk due to wastewater recontamination in the Mezquital Valley, Mexico. *Science of The Total Environment*, 919, 170615.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.170615>
- Fagundes, T. S., & Marques, R. C. (2023). Challenges of recycled water pricing. *Utilities Policy*, 82, 101569. <https://doi.org/10.1016/J.JUP.2023.101569>
- García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios Sociales*, 29(54), 2–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741>
- Gleick, P. H. (2013). Una Gota Cae En El Océano. *Finanzas & Desarrollo*, 50(3), 12–15. <https://www.imf.org/external/pubs/ft/fandd/spa/2013/09/index.htm>

- Hanjra, M. A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., & Jackson, T. M. (2012). Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 215(3), 255–269. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.10.003>
- Hernández-González, D. E., Muñoz-Iniestra, D. J., López-Galindo, F., & Hernández-Moreno, M. M. (2018). Impacto del uso de la tierra en la calidad del suelo en una zona semiárida del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *BIOCYT Biología Ciencia y Tecnología*, 11(41–42), 792–807. <https://doi.org/10.22201/FESI.20072082.2018.11.65833>
- Hughes, J., Cowper-Heays, K., Olesson, E., Bell, R., & Stroombergen, A. (2021). Impacts and implications of climate change on wastewater systems: A New Zealand perspective. *Climate Risk Management*, 31, 100262. <https://doi.org/10.1016/J.CRM.2020.100262>
- INEGI. (2024). *Índice Nacional de Precios al Consumidor (INPC)*. <https://www.inegi.org.mx/temas/inpc/#tabulados>
- Jiménez-Cisneros, B. E., Siebe, G. C., & Cifuentes, G. E. (2005). El reúso intencional y no intencional del agua en el valle de Tula. In B. Jiménez & L. Marín (Eds.), *El agua en México vista desde la academia* (pp. 33–56). Academia Mexicana de Ciencias. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2010/12/El-agua-en-México-vista-desde-la-academia.pdf>
- Khalkhali, M., & Mo, W. (2020). The energy implication of climate change on urban wastewater systems. *Journal of Cleaner Production*, 267, 121905. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.121905>
- Moncayo-Cassiano, V., Rivas-Lucero, B. A., Guerrero-Morales, S., Zúñiga-Avila, G., & Magaña-Magaña, J. E. (2017). Vista de Análisis de la movilidad de pesticidas en los suelos de la región centro-sur del estado de Chihuahua. *Biológico Agropecuario Tuxpan*, 5(2), 9–17. <https://doi.org/https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v5i2.104>
- Ortega-Larrocea, M. P., Siebe, C., Bécard, G., Méndez, I., & Webster, R. (2001). Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal spores in the soil of the Mezquital Valley of Mexico. *Applied Soil Ecology*, 16(2), 149–157. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00105-0](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00105-0)
- Pérez-Díaz, J. P., Ortega-Escobar, H. M., Ramírez-Ayala, C., Flores-Magdaleno, H., Sánchez-Bernal, E. I., Can-Chulim, Á., & Mancilla-Villa, O. R. (2019). Evaluación de la calidad del agua residual para el riego agrícola en Valle del Mezquital, Hidalgo. *Actauniversitaria*, 29, 1–21. <https://doi.org/http://doi.org/10.15174/au.2019.2117>
- Resende, M. ;, Freitas, F. C. ;, Aníbal, B. ;, Martins, J. ;, Duarte, A. ;, Urban, A., Moreira Da Silva, M., Resende, F. C., Freitas, B., Aníbal, J., Martins, A., & Duarte, A. (2022). Urban Wastewater Reuse for Citrus Irrigation in Algarve,

Portugal—Environmental Benefits and Carbon Fluxes. *Sustainability* 2022, Vol. 14, Page 10715, 14(17), 10715. <https://doi.org/10.3390/SU141710715>

- Tarhule, A. (2016). The Future of Water: Prospects and Challenges for Water Management in the 21st Century. In *Competition for Water Resources: Experiences and Management Approaches in the US and Europe* (pp. 442–454). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803237-4.00025-2>
- Trinh, L. T., Duong, C. C., Van Der Steen, P., & Lens, P. N. L. (2013). Exploring the potential for wastewater reuse in agriculture as a climate change adaptation measure for Can Tho City, Vietnam. *Agricultural Water Management*, 128, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.06.003>
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423–446. [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00039-9)
- Zhang, X. nan, Guo, Q. ping, Shen, X. xue, Yu, S. wen, & Qiu, G. yu. (2015). Water quality, agriculture and food safety in China: Current situation, trends, interdependencies, and management. *Journal of Integrative Agriculture*, 14(11), 2365–2379. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(15\)61128-5](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(15)61128-5)

IV. TARIFAS Y AGUA VIRTUAL EN TRES CULTIVOS DEL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO⁵

RESUMEN

El precio que pagan los productores por el agua no alcanza para recuperar los costos de operación y mantenimiento. Una política de precios puede contribuir a uso eficiente del agua, a mejoras en la tecnificación de riego y a la reconversión de cultivos de mayor valor. El objetivo fue determinar la tarifa del agua por dam³ para producir una tonelada de alfalfa, maíz grano y avena forrajera, en los diferentes módulos del distrito de riego 003 Tula, Hidalgo. El enfoque de la metodología fue cuantitativo a partir de datos de la cuota actual de riego, el rendimiento del cultivo y la lámina de riego. Los resultados sugieren que la tarifa calculada del agua es diferente para cada cultivo y para cada módulo de riego; en promedio, fue mayor para la avena forrajera, seguido del maíz grano y la alfalfa. Incrementar las cuotas de riego a medida que aumenta la demanda de agua representa un freno a esos incrementos. Sin embargo, incrementar las tarifas en el distrito de riego 003 no resultaría en una reconversión de cultivos debido a que la contaminación del agua les impide sembrar cultivos que requieren mejor calidad de agua.

Palabras clave: cuota de agua; tarificación; eficiencia del agua; agua virtual.

⁵ Este artículo fue publicado en Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar noviembre-diciembre, 2023, Volumen 7, Número 6
https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i6.9291

Rates and virtual water in three crops in irrigation district 003 Tula, Hidalgo, Mexico

ABSTRACT

The price paid by producers for water is not enough to recover operation and maintenance costs. A pricing policy can contribute to efficient water use, to improvements in irrigation technology and to the reconversion of higher value crops. The objective was to determine the water rate per dam³ to produce one ton of alfalfa, grain corn and forage oats in the different modules of irrigation district 003 Tula, Hidalgo. The methodology approach was quantitative based on data from the current irrigation quota, crop yield and irrigation lamina. The results suggest that the calculated water rate is different for each crop and for each irrigation module; on average, it was higher for forage oats, followed by grain corn and alfalfa. Increasing irrigation fees as water demand increases represents a brake on those increases. However, increasing fees in irrigation district 003 would not result in crop reconversion because water contamination prevents them from planting crops that require better water quality.

Keywords: water quota; pricing; water efficiency; virtual water.

Introducción

La cuota que pagan los productores por el agua de riego en los diferentes módulos de los distritos de riego en México es variado (Santos et al., 2000). Solo cubren los costos de operación y rara vez los costos de mantenimiento, es decir, estos cargos están por debajo de los costos totales (Toan, 2016). Además, en los distritos de riego rara vez se cuanta con sistemas volumétricos o sistemas de cuotas variables, a fin de reducir pérdidas que se traducen en menores costos (Calatrava & Garrido, 2010). Los distritos de riego surgieron en la década de los veinte, en una era donde el agua no se consideraba como un bien escaso y se ignoraban los impactos ambientales del desvío de agua (Frederick, 2006). A pesar de que las tarifas de agua se incrementaron después de la transferencia a las asociaciones de usuarios (Arredondo & Wilson, 2004), aún están altamente subsidiadas (Guerrero et al., 2015) y prevalecen prácticas insostenibles.

Las tarifas bajas del agua y los subsidios brindan pocos incentivos para invertir en sistemas de riego eficientes. En este sentido, el aumento gradual en las tarifas del agua en el sector agrícola proporciona incentivos para conservar el agua y fondos para mantener o construir nueva infraestructura. Sin embargo, estas reformas son políticamente arriesgadas (Frederick, 2006).

La política tarifaria es un factor que motiva a los agricultores a utilizar un sistema de riego más eficiente y podría mejorar la productividad del agua y reducir su consumo (Zamani et al., 2021); puede ser una medida para hacer uso eficiente del agua e ir más allá de recuperar los costos de operación o funcionamiento y los costos de conservación o mantenimiento de la infraestructura (Calatrava & Garrido, 2010); es el instrumento clave para promover la reasignación y conservación de los recursos hídricos (Shen et al., 2015) y para combatir la escasez, pero es la menos utilizada con relación a su potencial (Griffin, 2006); puede ser clave para aumentar la productividad de la agricultura de regadío (Molle & Berkoff, 2007; J. Wang et al., 2010).

El aumento de la tarifa del agua tiene el potencial de frenar el consumo de agua al incentivar a los consumidores a reducir usos de agua no esenciales y evitables (Garrone et al., 2019), por ejemplo, en

Australia ha contribuido a reducir 50% el volumen de agua de riego por hectárea, manteniendo el nivel de producción agrícola (Gurría, 2008).

La implementación de tarifas aún se ve obstaculizada por la comprensión limitada de respuesta del consumidor a las señales del cambio en las tarifas del agua (Garrone et al., 2019; Dieu-Hang et al., 2017). Aún están muy por debajo de ser una preocupación en comparación con los precios de las semillas, fertilizantes, combustibles o mano de obra (Arredondo & Wilson, 2004).

Para que funcione la política de tarificación primeramente se debe mejorar o modernizar la red de distribución y la infraestructura hidroagrícola (Momeni, Zakeri, Zahedi, et al., 2019).

Para hacer frente al futuro agrícola y las demandas de agua es esencial el aumento continuo de la productividad por unidad de agua, debido a que la escasez de agua reduce el crecimiento de la producción de alimentos (Frederick, 2006). Es decir, producir más cosecha por gota, contribuirá a aliviar la crisis del agua y es la principal forma de garantizar la seguridad alimentaria (Sun et al., 2017) y la seguridad hídrica (Kang et al., 2017).

Pero para conocer la productividad del agua es necesario cuantificar el contenido de agua utilizado para la producción de cultivos. Una mayor eficiencia en la utilización del agua implica reducir el contenido de agua en la producción. Se considera que el agua virtual es una poderosa herramienta para la asignación racional de los recursos hídricos regionales (Su et al., 2014). Los estudios actuales se centran en las asignaciones óptimas de agua física, aunque han comenzado a aplicar el concepto de agua virtual y huella hídrica en los modelos óptimos (Xu & Li, 2020a). Estos desafían el concepto tradicional de asignación de recursos hídricos basada en fuentes y ahorros (Su et al., 2014).

En el Distrito de Riego (DR) 003 Tula, Hidalgo, se paga una cuota fija por hectárea regada, independientemente del cultivo, y varía en cada asociación o módulo de riego. El presente trabajo tiene como objetivo cuantificar el contenido de agua virtual utilizado para la producción los cultivos de alfalfa, maíz grano y avena forrajera en los diferentes módulos de riego y determinar la tarifa por dam³ de agua para estos cultivos.

Materiales y métodos

Los datos de la tarifa actual, la lámina de riego y el rendimiento de los cultivos en cada módulo de riego fueron proporcionados por el distrito de riego y pertenecen al año agrícola 2020-2021.

Se calculó el costo del agua consumida para producir una tonelada del cultivo i (C_i), dividiendo el costo del agua por hectárea o la tarifa actual del modulo (TA_i) entre el rendimiento del cultivo en toneladas por hectárea (X_i), es decir:

$$C_i = \frac{TA_i}{X_i} = \frac{MXN\$/ha}{t/ha} = \frac{MXN\$}{t} \quad (1)$$

El concepto de agua virtual fue definida por primera vez por Tony Allan en 1993 como la cantidad de agua necesaria para producir un bien y se usa para establecer políticas de eficiencia en el uso del agua (Hoekstra & Chapagain, 2007; Xu & Li, 2020b); para la gestión sostenible de los recursos hídricos en regiones con escasez de agua y especialmente en áreas propensas a la sequía (Marston & Konar, 2017).

El contenido de agua virtual de un cultivo depende del tipo de cultivo, las condiciones naturales y geográficas, el sistema de riego utilizado y el modo de gestión. El contenido de agua virtual de un cultivo específico se expresa como la demanda de agua del cultivo i (en este caso en dam^3 en una hectárea) (W_i) entre el rendimiento del cultivo i (Momeni, Zakeri, Zahedi, et al., 2019; Wang & Hu, 2015):

$$Q_i = \frac{W_i}{X_i} = \frac{dam^3/ha}{t/ha} = \frac{dam^3}{t} \quad (2)$$

Zhang et al., (2014) utilizan la misma fórmula para analizar las cantidades de agua virtuales de agua para cinco cultivos en tres regiones de China y Aldaya et al., (2010) para calcular el agua virtual verde y azul, tanto de fuente superficial como subterránea en España.

La cantidad de agua consumida para producir una tonelada del cultivo i se calculó con el volumen neto utilizado para producir una hectárea del cultivo i entre el rendimiento del cultivo i , para cada

módulo. Ríos-Flores et al., (2016) lo menciona como eficiencia del agua, es decir, la cantidad de agua para producir una unidad de un determinado cultivo o producto.

La tarifa por dam^3 de agua es igual a la división del costo del agua para producir una tonelada del cultivo i (C_i) entre la cantidad de agua consumida para producir una tonelada del cultivo i (Q_i). Entonces, la tarifa calculada por cada dam^3 de agua consumido para la producción de una tonelada del cultivo i según (Momeni, Zakeri, Esfandiari, et al., 2019) es:

$$TC_i = \frac{C_i}{Q_i} = \frac{\text{MXN\$/t}}{\text{dam}^3/\text{t}} = \frac{\text{MXN\$}}{\text{dam}^3} \quad (3)$$

Los principales cultivos que se siembran en el DR 003 Tula son: alfalfa (perenne), maíz grano (primavera-verano) y avena forrajera (otoño-invierno) (Cuadro 2). Estos representan 86.2% de la superficie sembrada total, 95.8% de la producción total y 82.6% del valor de la producción. El cultivo de alfalfa representa 42.3% de la superficie sembrada total, el maíz grano el 33.0% y la avena forrajera el 11.0%.

Cuadro 2. Rendimiento y superficie sembrada de los principales cultivos por módulo de riego.

Módulo de riego	Alfalfa		Maíz grano		Avena forrajera	
	ha	t/ha	ha	t/ha	ha	t/ha
01 Actopan	6,904	140	2,000	13	400	25
02 Tlamaco-Juandhó	4,000	140	3,254	13	980	25
03 Mixquiahuala	2,000	140	2,592	13	800	25
04 Endhó-Xochitlán	1,255	140	1,343	13	420	25
05 Tepatepec	1,460	140	2,962	13	770	25
06 Alto Tepatepec	270	140	270	12	150	25
07 Tula	2,377	140	1,600	13	1,100	25
08 El Tumba	98	140	194	13	29	25
09 Artículo 27	448	140	580	13	90	25
10 Dendho-Cardonal	95	140	160	13	51	25
11 Cerro El Xicuco	601	140	240	13	40	25
12 El Solís	320	140	193	13	150	25
13 Gamagaox	884	140	650	13	400	25
14 El Bexha	380	140	260	13	80	25
15 Bombeo Agrícola Teltipán	59	140	130	13	35	25
16 Bombeo Cerro Juandhó de Teltipán	35	140	83	13	8	25
Total	21,186		16,511		5,503	

Fuente: elaboración propia con datos del DR 003 Tula, Hidalgo.

Resultados y discusión

El costo del agua consumida para producir una tonelada de maíz grano fue \$10.4/ton, seguido de la avena forrajera con \$5.3/ton y de la alfalfa con \$0.95/ton. El cultivo con menor rendimiento es el más costoso debido a que la cuota que pagan es homogénea (Figura 7).

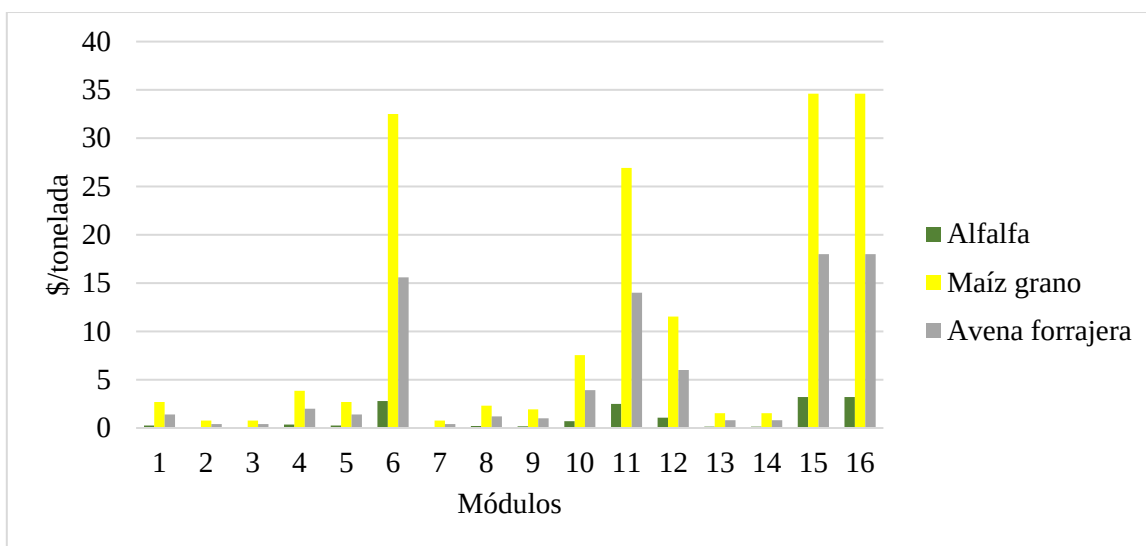


Figura 5. Costo del agua para producir una tonelada de cultivo.

Fuente: elaboración propia con datos del DR 003 Tula, Hidalgo.

El contenido de agua virtual en una tonelada de cultivo es mayor en el cultivo de maíz, seguido de la avena forrajera y de la alfalfa, con un promedio de $0.86 \text{ dam}^3/\text{ton}$, $0.24 \text{ dam}^3/\text{ton}$ y $0.15 \text{ dam}^3/\text{ton}$, respectivamente. A pesar de que la alfalfa (212.15 cm) tiene la lámina neta más alta que el maíz grano (120.18 cm) y la avena forrajera (61.63 cm), lo compensa su rendimiento (Figura 8).

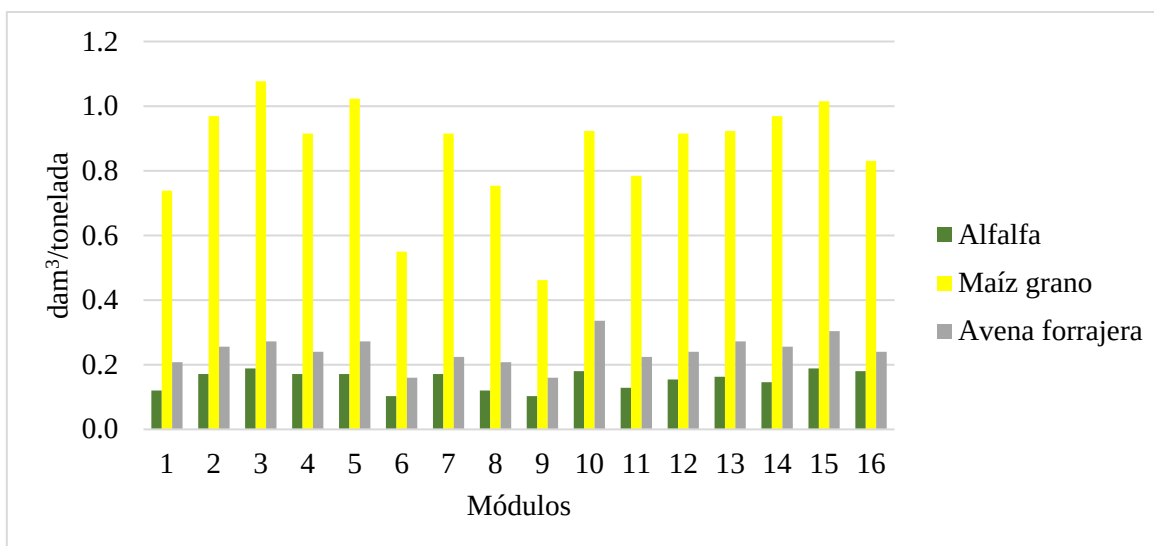


Figura 6. Cantidad de agua consumida para producir una tonelada de cultivo.

Fuente: elaboración propia con datos del DR 003 Tula, Hidalgo.

Del volumen neto total asignado para el ciclo primavera-verano, el 86.8% del agua fue para producir maíz; el 55.9% de agua asignada para el ciclo otoño-invierno fue para producir avena forrajera, y el 98.5% del volumen de los cultivos perennes fue para producir alfalfa. Sin embargo, al analizar de manera general las proporciones cambian; 26.6% del volumen neto de agua utilizada en el distrito fue para producir maíz, 4.6% para producir avena forrajera y 60.3% para producir alfalfa (CONAGUA, 2020).

El contenido de agua virtual más bajo de maíz grano es del módulo 09 con 462 m³/ton similar a los obtenidos para Países Bajos (408 m³/ton) y Estados Unidos (489 m³/ton), mientras que el valor más alto es del módulo 03 con 1077 m³/ton, similares a Brasil (1180 m³/ton) y al promedio mundial (909 m³/ton). Aun así, el contenido de agua virtual en maíz es menor al arroz y al trigo (Hoekstra & Chapagain, 2007).

La cuantificación del contenido de agua virtual de los productos puede indicar la eficiencia en la utilización de los recursos hídricos durante la producción (Xu & Li, 2020b). Una mejora en la

productividad del agua durante el proceso de producción de cereales implica reducir el contenido de agua virtual (Shi-Kun et al., 2013).

La tarifa calculada promedio por dam^3 de agua utilizado en la producción de alfalfa es \$6.53. Las tarifas calculadas más altas se encontraron en los módulos 06, 11, 15 y 16. En estos módulos las tarifas son más altas debido a que el costo se incrementa por el uso de energía para el bombeo, por esta razón, se siembran pocas hectáreas de alfalfa, ya que es un cultivo con alta demanda de agua y precio relativamente bajo.

La tarifa calculada promedio por dam^3 de agua utilizado en la producción de maíz grano es \$13.32. En los primeros cinco módulos se siembran las mayores superficies de maíz, debido que las tarifas por dam^3 de agua son relativamente bajas.

La tarifa calculada promedio por dam^3 de agua utilizado en la producción de avena forrajera es \$23.37. La tarifa más alta es \$97.5 en el módulo 06, mientras que en el módulo 07 es la más baja con \$1.78. En este último modulo se siembran 1,100 hectáreas, el de mayor superficie sembrada con este cultivo (Figura 9).

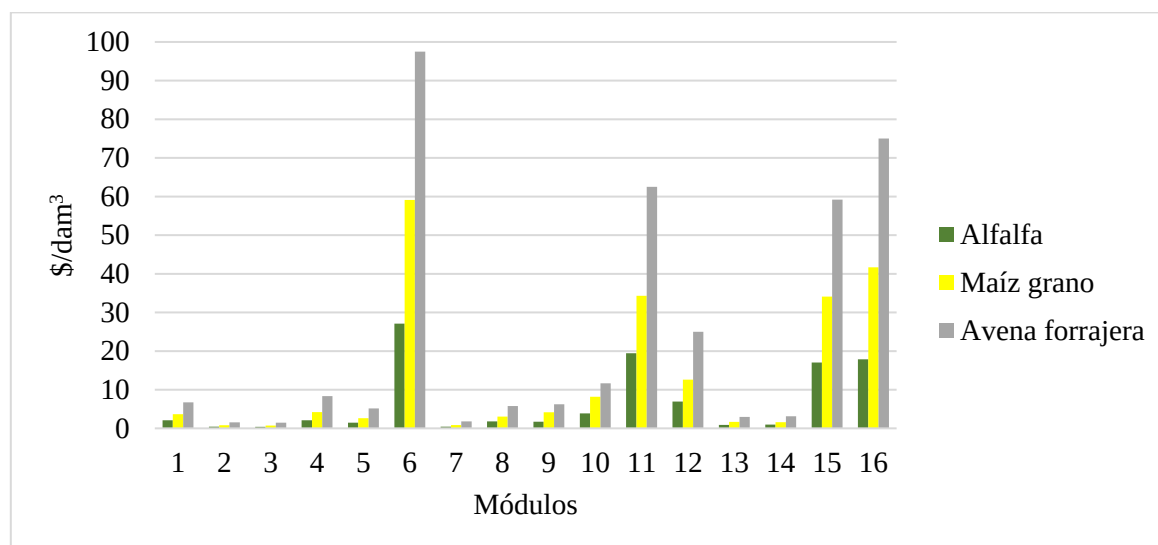


Figura 7. Tarifa calculada por dam^3 de agua.

Fuente: elaboración propia con datos del DR 003 Tula, Hidalgo.

La tarifa que pagan los productores es diferente en cada módulo de riego y dependen de varios factores, entre ellos, los costos del suministro. Por ejemplo, donde la superficie del módulo es relativamente pequeña, los costos unitarios de suministro son más altos (Santos et al., 2000). El precio del agua por metro cúbico para producir el cultivo es mayor en los módulos donde la tarifa es alta, por esta razón, los productores pueden producir otros cultivos que sean más rentables.

En los módulos donde la tarifa actual es baja pasa lo contrario, la tarifa calculada por cada mil metros cúbicos de agua para producir el cultivo también es bajo. Es decir, a medida que se demande mayor volumen de agua para los cultivos y la tarifa actual de riego permanezca constante, la tarifa calculada del agua para producir el cultivo seguirá bajando. Por lo tanto, incrementar las cuotas de riego a medida que aumenta la demanda de agua representa un freno a esos incrementos.

A pesar de que es la misma cuota que pagan en el módulo, la tarifa calculada es diferente para los cultivos analizados. En promedio, fue mayor para la avena forrajera, seguido del maíz grano y la alfalfa, debido a que se paga la misma cuota sin diferenciar el cultivo y la avena forrajera requiere menos volumen de agua.

Al aumentar las tarifas del riego se espera que cambien los patrones de cultivo, los métodos de riego y empleen nuevas tecnologías que reduzcan el consumo de agua (Bartolini et al., 2009). Sin embargo, la combinación de este instrumento con algún otro podría dar mejores resultados, por ejemplo, la negociación del agua sobrante o los mercados de agua pueden proporcionar ingresos a los productores (Cornish et al., 2004).

En el DR 003 el riego con aguas residuales puede enfrentar condiciones técnicas, problemas de costos y factores socioeconómicos locales que complican la fijación de tarifas (Fagundes & Marques, 2023).

Conclusiones

El presente estudio sugiere que las tarifas del agua para producir una tonelada de alfalfa, maíz grano y avena forrajera son diferentes en cada uno de los módulos de riego. La tarifa calculada del agua

para producir avena forrajera fue mayor que para producir maíz grano y alfalfa en todos los módulos y mayor donde existen bombeos.

Cuando se cobra una tarifa constante por hectárea regada se producen cultivos que demandan mayor cantidad de agua y de bajo valor. Sin embargo, el distrito de riego 003 es especial porque la tarifa del agua es mucho más baja que el agua de otros distritos de riego, debido a la baja calidad. En este sentido, incrementar las tarifas no resultaría en una reconversión de cultivos debido a que la calidad de agua les impide sembrar cultivos que requieren mejor calidad de agua.

Referencias

- Aldaya, M. M., Martínez-Santos, P., & Llamas, M. R. (2010). Incorporating the water footprint and virtual water into policy: Reflections from the Mancha Occidental region, Spain. *Water Resources Management*, 24(5), 941–958. <https://doi.org/10.1007/S11269-009-9480-8/METRICS>
- Arredondo, S. M., & Wilson, P. N. (2004). A farmer-centered analysis of irrigation management transfer in Mexico. *Irrigation and Drainage Systems*, 18(1), 89–107. <https://doi.org/10.1023/B:IRRI.0000019516.75955.1a>
- Bartolini, F., Gallerani, V., Raggi, M., & Viaggi, D. (2009). Water management and irrigated agriculture in Italy: multicriteria analysis of alternative policy scenarios. *Water Policy*, 12(1), 135–147. <https://doi.org/10.2166/wp.2009.158>
- Calatrava, J., & Garrido, A. (2010). Agricultural Water Pricing: EU and Mexico. In *Sustainable Management of Water Resources in Agriculture*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264083578-12-es>
- CONAGUA. (2020). *Plan de Riego para el año agrícola 2020-2021*.
- Cornish, G., Bosworth, B., Perry, C., & Burke, J. (2004). *Water Charging in Irrigated Agriculture. An Analysis of International Experience*. FAO. <https://www.fao.org/3/y5690e/y5690e00.htm>
- Dieu-Hang, T., Grafton, R. Q., Martínez-Espínheira, R., & Garcia-Valiñas, M. (2017). Household adoption of energy and water-efficient appliances: An analysis of attitudes, labelling and complementary green behaviours in selected OECD countries. *Journal of Environmental Management*, 197, 140–150. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.03.070>
- Fagundes, T. S., & Marques, R. C. (2023). Challenges of recycled water pricing. *Utilities Policy*, 82, 101569. <https://doi.org/10.1016/J.JUP.2023.101569>
- Frederick, K. D. (2006). Irrigation efficiency, a key issue: more crops per drop. In *Water Crisis: Myth or Reality Marcelino Botin Water Forum 2004*. Taylor & Francis/Balkema.
- Garrone, P., Grilli, L., & Marzano, R. (2019). Price elasticity of water demand considering scarcity and attitudes. *Utilities Policy*, 59, 100927. <https://doi.org/10.1016/J.JUP.2019.100927>
- Griffin, R. (2006). Water Pricing. In *Water Resource Economics*. The MIT Press. https://fundacionbotin.org/89dguuytdfr276ed_uploads/ObservatorioTendencias/PUBLICACIONES/LIBROS SEM INTERN/water crisis/librocompleto-watercrisis.pdf
- Guerrero, H., Gómez, F., & Rodríguez, J. R. (2015). Water Pricing in Mexico: Pricing Structures and Implications. In A. Dinar, V. Pochat, & J. Albiac-Murillo (Eds.), *Water Pricing Experiences and Innovations* (pp. 231–247). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16465-6_12
- Gurría, Á. (2008). Los precios del agua para la agricultura. *La Exposición Internacional Zaragoza 2008*. <https://www.oecd.org/environment/lospreciosdelaguaparalaagricultura-observacionesdeangelgurriasecretariogeneraldelaocde.htm>
- Hoekstra, A. Y., & Chapagain, A. K. (2007). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Integrated Assessment of Water Resources and Global*

Change, 21, 35–48. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5591-1_3

- Kang, S., Hao, X., Du, T., Tong, L., Su, X., Lu, H., Li, X., Huo, Z., Li, S., & Ding, R. (2017). Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment: From research to practice. *Agricultural Water Management*, 179, 5–17. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2016.05.007>
- Marston, L., & Konar, M. (2017). Drought impacts to water footprints and virtual water transfers of the Central Valley of California. *Water Resources Research*, 53(7), 5756–5773. <https://doi.org/10.1002/2016WR020251>
- Molle, F., & Berkoff, J. (2007). Water pricing in irrigation: The lifetime of an idea. *Irrigation Water Pricing: The Gap Between Theory and Practice*, 1–20. <https://doi.org/10.1079/9781845932923.0001>
- Momeni, M., Zakeri, Z., Esfandiari, M., Behzadian, K., Zahedi, S., & Razavi, V. (2019). Comparative analysis of agricultural water pricing between Azarbaijan Provinces in Iran and the state of California in the US: A hydro-economic approach. *Agricultural Water Management*, 223, 105724. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2019.105724>
- Momeni, M., Zakeri, Z., Zahedi, S., & Razavi, V. (2019). Investigation on water content of selected agricultural products of East Azarbaijan and West Azarbaijan. *International Journal of Hydrology Science and Technology*, 9(2), 189–200. <https://doi.org/10.1504/IJHST.2019.098163>
- Ríos-Flores, J. L., Torres Moreno, M., Ruiz Torres, J., & Torres Moreno, M. A. (2016). Efficiency and productivity of water irrigation in wheat (*Triticum vulgare*) from Ensenada and Valle de Mexicali, Baja California, Mexico. *Acta Universitaria*, 26(1), 20–29. <https://doi.org/10.15174/au.2016.825>
- Santos, A. L., Palacios, E., Exebio, A., & Chalita, L. E. (2000). Metodología para evaluar la distribución de costos e ingresos relacionados con el servicio de riego. *Agrociencia*, 34(5), 639–649. <https://agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/68/68>
- Shen, D., Yu, X., & Shi, J. (2015). Introducing New Mechanisms into Water Pricing Reforms in China. In A. Dinar, V. Pochat, & J. Albiac-Murillo (Eds.), *Water Pricing Experiences and Innovations* (pp. 343–358). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16465-6_17
- Shi-Kun, S., Pu-Te, W., Yu-Bao, W., & Xi-Ning, Z. (2013). The virtual water content of major grain crops and virtual water flows between regions in China. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93(6), 1427–1437. <https://doi.org/10.1002/JSFA.5911>
- Su, X., Li, J., & Singh, V. P. (2014). Optimal Allocation of Agricultural Water Resources Based on Virtual Water Subdivision in Shiyang River Basin. *Water Resources Management*, 28(8), 2243–2257. <https://doi.org/10.1007/S11269-014-0611-5/TABLES/6>
- Sun, S., Zhang, C. F., Li, X., Zhou, T., Wang, Y., Wu, P., & Cai, H. (2017). Sensitivity of crop water productivity to the variation of agricultural and climatic factors: A study of Hetao irrigation district, China. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2562–2569. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.11.020>
- Toan, T. D. (2016). Water Pricing Policy and Subsidies to Irrigation: a Review. *Environmental Processes*, 3(4), 1081–1098. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0187-6>
- Wang, J., Huang, J., Zhang, L., Huang, Q., & Rozelle, S. (2010). Water governance and water use

- efficiency: The five principles of WUA management and performance in China. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(4), 665–685. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00439.x>
- Wang, X., & Hu, J. (2015). Research on Virtual Water in the Chinese International Grain Trade. *Modern Economy*, 06(06), 735–746. <https://doi.org/10.4236/me.2015.66070>
- Xu, M., & Li, C. (2020a). Optimal Water Utilization and Allocation Strategy Based on Water Footprint Accounting. *Application of the Water Footprint: Water Stress Analysis and Allocation*, 127–144. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0234-7_11
- Xu, M., & Li, C. (2020b). The Concepts of Virtual Water and Water Footprint. *Application of the Water Footprint: Water Stress Analysis and Allocation*, 9–16. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0234-7_2
- Zamani, O., Azadi, H., Mortazavi, S. A., Balali, H., Moghaddam, S. M., & Jurik, L. (2021). The impact of water-pricing policies on water productivity: Evidence of agriculture sector in Iran. *Agricultural Water Management*, 245, 106548. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2020.106548>
- Zhang, C., McBean, E. A., & Huang, J. (2014). A Virtual Water Assessment Methodology for Cropping Pattern Investigation. *Water Resources Management*, 28(8), 2331–2349. <https://doi.org/10.1007/S11269-014-0618-Y/TABLES/12>

V. VALOR ECONÓMICO DEL AGUA EN EL DISTRITO DE RIEGO 003 TULA, HIDALGO, MÉXICO⁶

Economic value of water in Irrigation District 003 Tula, Hidalgo, Mexico

Resumen

Ante el incremento en la demanda de agua para riego en los últimos años, se necesitan tomar medidas de política que contribuyan al uso y asignación eficiente del recurso agua en la agricultura. El objetivo de la presente investigación fue determinar el valor económico del agua en el distrito de riego 003 Tula, Hidalgo, en diferentes escenarios de escasez de acuerdo con el patrón de cultivos del año agrícola 2020-2021. Se utilizó un modelo de programación lineal y se resolvió con el método Simplex con la herramienta de análisis Solver® de Microsoft Office Excel®. Al reducir la disponibilidad de agua en el DR003 Tula del 100% al 50%, el precio sombra pasa de 0.64 a 0.91 \$/m³ de agua, se reduce la superficie sembrada total en 50.2% y la superficie de cebada forrajera, rye grass, avena forrajera y bermuda.

Palabras clave: valoración económica, precios sombra, agua residual, programación lineal, escasez.

Abstract

Given the increase in the demand for irrigation water in recent years, it is necessary to take policy measures that contribute to the efficient use and allocation of water resources in agriculture. The objective of this research was to determine the economic value of water in the irrigation district 003 Tula, Hidalgo, in different scarcity scenarios according to the crop pattern of the 2020-2021 agricultural year. A linear programming model was used and it was solved with the Simplex method with the Solver® analysis tool from Microsoft Office Excel®. By reducing the availability of water in the DR003 Tula from 100% to 50%, the shadow price goes from 0.64 to 0.91 \$/m³ of water, the total planted area is reduced by 50.2% and the area of feed barley, rye grass, forage oats and Bermuda.

Keywords: economic valuation, shadow prices, wastewater, linear programming, scarcity.

⁶ Este artículo fue aceptado en la revista Tecnología y Ciencias del Agua, Vol. 16, núm. 1, enero-febrero 2025. DOI: 10.24850/j-tyca-16-1-5

Introducción

La contaminación del agua es un efecto combinado de procesos físicos, químicos y biológicos a lo largo de las vías hidrológicas sobre, debajo y a través de la tierra. Estos impactos en la calidad del agua reducen la disponibilidad del agua en las regiones (De Anda & Shear, 2021). Los cambios en el uso del suelo y la intensificación en el consumo de agua han provocado la degradación de los principales ecosistemas (Aznar et al., 2021). El aumento proyectado de la población mundial tendrá lugar en países en desarrollo que ya sufren problemas de agua (Bouwer, 2000). Todos estos efectos afectan adversamente el bienestar (Tsur & Zemel, 1998). El sector agrícola agrava este problema, ya que es el principal usuario de agua y es responsable del 70% de las extracciones de agua dulce y de más del 90% de su uso consuntivo (FAO, 2013). Además, el riego es reconocido como el principal contribuyente a la degradación del ecosistema del agua (Flávio et al., 2017).

En México, el mayor volumen concesionado para usos consuntivos lo representa el uso agrupado agrícola, principalmente para riego. El Registro Público de Derechos de Agua (2022), registró 59.408 miles de hm^3 para uso agrícola (38.176 miles de hm^3 de origen superficial y 21.232 miles de hm^3 de origen subterráneo) que representaron el 67.1% de total de extracción de los diferentes usos consuntivos.

Bajo condiciones de escasez de agua, un enfoque económico ayuda a identificar asignaciones eficientes de agua y reducir las prácticas derrochadoras. Dada la alta proporción de agua utilizada para la agricultura en ciertas regiones, el valor económico del agua agrícola puede ser una herramienta importante para la gestión del agua y el desarrollo de políticas (Medellín et al., 2010) y para maximizar el valor que proporciona a la sociedad (Fisher et al., 2002). El valor económico del agua sirve como guía para asignar el agua entre usos alternativos, potencialmente dirigiendo el agua y sus recursos complementarios hacia usos en los que producen el mayor rendimiento económico total (Ward & Michelsen, 2002); permite una comparación imparcial entre usos (Fisher et al., 2002) y establece un marco para evaluar las compensaciones y sinergias entre los usos competitivos del agua (Harou et al., 2009).

La gestión de los recursos hídricos se considera el principal desafío para el desarrollo, debido a que el crecimiento de la población, el desarrollo económico y los cambios técnicos son los principales factores del consumo

de agua (Wang et al., 2018). Esto implica un mayor uso de agua no agrícola (industrial, doméstico y municipal), el cual ejercerá presión sobre el suministro de agua agrícola y, en consecuencia, afectará la producción agrícola en los próximos años (Xiong et al., 2010).

La escasez de agua y el deterioro de la calidad de los recursos hídricos en los últimos años han llevado al reconocimiento de que se debe adoptar una gestión moderna de estos recursos. Los recursos hídricos alternativos incluyen la desalinización del agua de mar y la recuperación de aguas residuales (Bakopoulou et al., 2010). La reutilización del agua tratada para el riego agrícola se considera una opción prometedora en las regiones que enfrentan problemas de escasez de agua (Alcon et al., 2010), al mismo tiempo que no ha sido explotado el potencial que tiene esta fuente de agua (Hernández-Sancho et al., 2015).

México ocupa el primer lugar a nivel mundial en el uso de aguas residuales tratadas utilizadas para riego con 4.4 millones de m³/día, seguidos por Egipto, China y Siria con 1.9, 1.2 y 1.1 millones de m³/día, respectivamente. En cuanto a aguas residuales sin tratar para la agricultura, México es el segundo a nivel mundial solo después de China (Jiménez & Asano, 2008). En cuanto a superficie regada con aguas tratadas, China ocupa el primer lugar con 3.6 millones de hectáreas, seguidos de los diez países (Figura 10) (AQUASTAT, 2022).

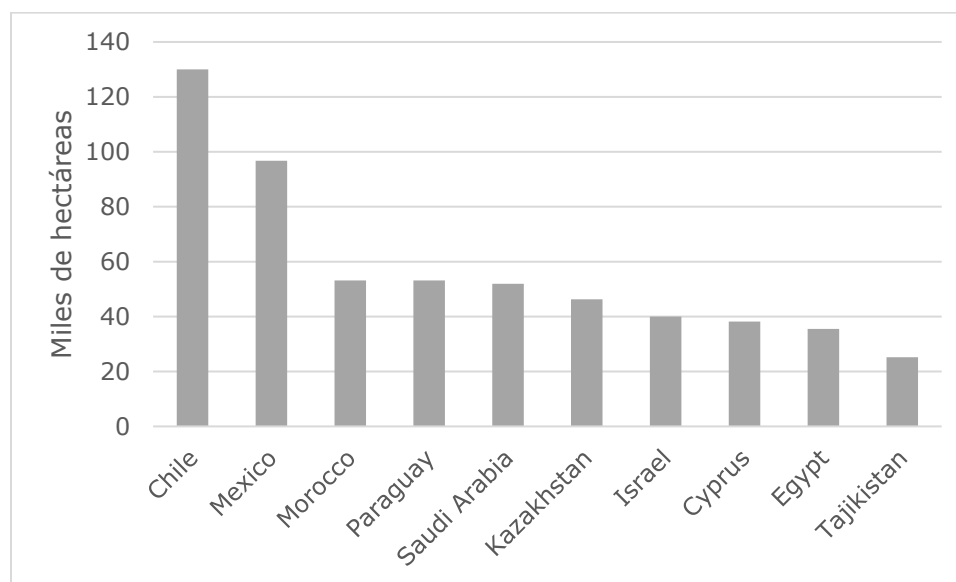


Figura 8. Superficie equipada para riego por aprovechamiento directo de aguas residuales municipales tratadas.

Fuente: elaboración propia con datos de (AQUASTAT, 2022).

El sistema del Valle del Mezquital es el ejemplo más grande y antiguo del mundo con respecto al uso de aguas residuales sin tratar para el riego agrícola (Lesser et al., 2018). Más de 90 000 ha de tierras de cultivo se riegan con las aguas residuales no tratadas de la Ciudad de México, que se distribuyen en los distritos de riego agrícola de Tula, Ajacuba y Alfajayucan. La alta disponibilidad de agua residual ha puesto a los agricultores en una zona de comodidad y donde el tratamiento de estas aguas se percibe como una amenaza (Durán et al., 2021).

En suma, el incremento de la población, problemas de disponibilidad, escasez, sobreexplotación y contaminación del agua, cambio climático, calentamiento global y ante un incremento en la demanda de agua para riego en los últimos años, se necesitan tomar medidas de política que contribuyan al uso y asignación eficiente del recurso agua en la agricultura. En este sentido, el valor económico contribuye a lograr el objetivo de decisiones racionales que apoyan la asignación óptima de agua. Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación es determinar el valor económico del agua residual en el distrito de riego (DR) 003 Tula, Hidalgo, en diferentes escenarios de escasez de acuerdo con el patrón de cultivos del año agrícola 2020-2021. Mediante el uso de la programación lineal, calcular el valor económico del agua, a partir del análisis de los precios sombra y la combinación óptima de los cultivos con y sin escases de agua y la maximización del ingreso neto del distrito de riego, con el propósito de establecer un rango de precio del recurso en cuestión.

La hipótesis establece que, los precios que pagan los usuarios del distrito de riego son menor al valor económico del agua y no refleja el valor de escasez.

Materiales y métodos

Área de estudio

El DR 003 Tula se creó por acuerdo presidencial el 20 de enero de 1955. Se encuentra en el estado de Hidalgo, en la región hidrológica Pánuco, en la región hidrológico-administrativa Valle de México. La superficie total es de 50 104 ha regables de las cuales 53.2% es ejidal y 46.8% es pequeña propiedad. Cuenta con 37,267 usuarios, de los cuales, 57.6% son ejidatarios y 42,4% son pequeños propietarios. La parcela promedio en

el DR es 1.34 ha, en la ejidal 1.24 ha y en la pequeña propiedad 1.49 ha. Comprende parte de 17 municipios del Valle del Mezquital: Atotonilco, Tula, Atitalaquia, Tlaxcoapan, Tetepango, Tlahuelilpan, Tezontepec, Tepetitlán, Mixquiahuala, Francisco I. Madero, Progreso de Obregón, Chilcuautla, San Salvador, Actopan, Santiago de Anaya, Ixmiquilpan y el Cardonal (Figura 11).

El DR 003 Tula se integra por 16 módulos de riego: modulo 01 Actopan, modulo 02 Tlamaco-Juandho, modulo 03 Mixquiahuala, modulo 04 Endho-Xoxhitlan, modulo 05 Tepatepec, modulo 06 Alto Tepatepec, modulo 07 Tula, modulo 08 El Tumba, modulo 09 Artículo 27, modulo 10 Dendho-Cardonal, modulo 11 Cerro El Xicuco, modulo 12 El Solis, modulo 13 Gamagaox, modulo 14 El Bexha, modulo 15 Bombeo Agrícola Teltipan y modulo 16 Bombeo Cerro Juandho de Teltipan (CONAGUA, 2020).

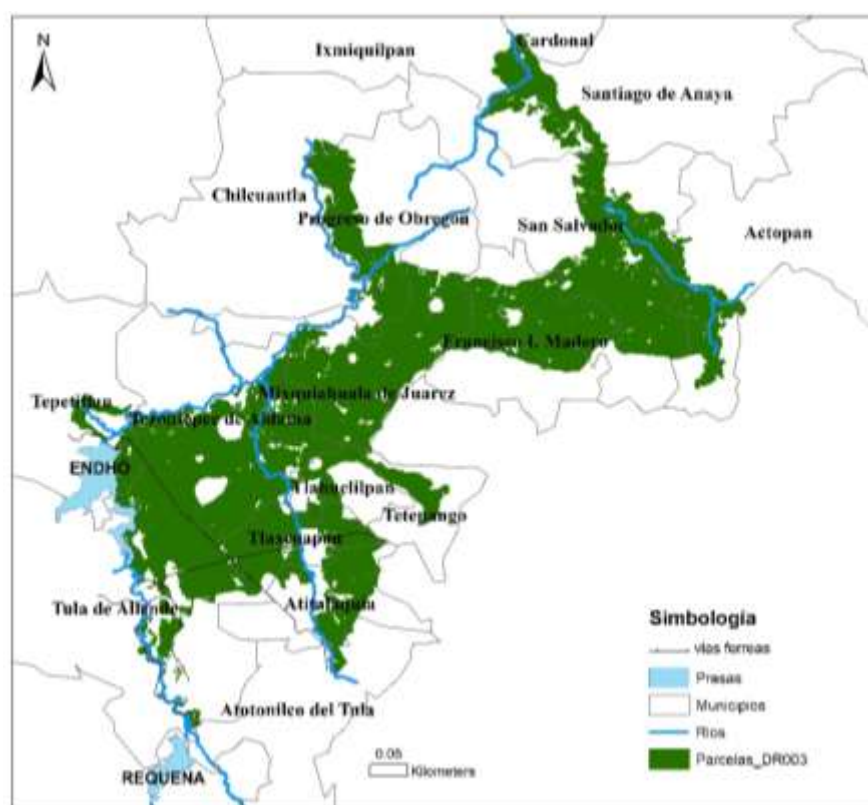


Figura 9. Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo.

Fuente: elaboración propia con datos del DR 003.

Modelo de programación lineal

Hay dos técnicas para modelar la demanda de agua, estas son las técnicas de valoración inductivas y deductivas. Las técnicas deductivas suelen utilizar programación lineal, trata de reproducir las decisiones de los agricultores a nivel de finca o distrito de riego, y la mayoría maximiza las ganancias o los ingresos brutos (Harou et al., 2009).

Los modelos de programación lineal son una herramienta para determinar la asignación óptima de los recursos escasos, con el fin de reducir el consumo de agua y aumentar la producción en planes de gestión de este recurso (Daghighi et al., 2017), así como maximizar el beneficio económico neto agregado del uso del agua en el sistema (Harou et al., 2009).

La investigación se realizó con información estadística del año agrícola 2020-2021, del DR 003 Tula, perteneciente a la Dirección Local Hidalgo de la Comisión Nacional del Agua. Los coeficientes técnicos utilizado en el modelo de programación lineal (MPL) se enfocaron en el uso de agua por cada uno de los cultivos para el periodo de análisis únicamente y en los diferentes ciclos de producción disponibles. Debido a que el MPL no acepta variables negativas, el recurso tierra mínimo utilizado fue de una hectárea. Los precios netos se calcularon restando los costos variables de cada cultivo i con el valor de la producción del cultivo i .

Con esta información se formuló un MPL, cuyos resultados permitieron conocer el precio sombra de agua. La programación lineal encuentra el valor marginal de agua en sistemas de riego con más de un cultivo, plantea diferentes escenarios y asigna superficies o patrones óptimos de cultivo (Zetina et al., 2013).

El modelo planteado tiene como función objetivo maximizar el ingreso neto de los productores del DR 003 Tula, sujeto a la disponibilidad de superficie de tierra y agua, así como restricciones de máximos y mínimos por cultivos. El modelo incluye actividades del ciclo otoño-invierno (O-I), primavera-verano (P-V) y perennes (PER). El modelo matemático se planteó de la siguiente manera:

$$Max INT = \sum_{i=1}^I c_i X_i + \sum_{j=1}^J c_j X_j + \sum_{k=1}^K c_k X_k \quad (1)$$

Sujeto a:

$$\sum_{i=1}^I a_i X_i \leq S_{O-I} \quad (2)$$

$$\sum_{j=1}^J a_j X_j \leq S_{P-V} \quad (3)$$

$$\sum_{k=1}^K a_k X_k \leq S_{PER} \quad (4)$$

$$\sum_{i=1}^I b_i X_i \leq V_{O-I} \quad (5)$$

$$\sum_{j=1}^J b_j X_j \leq V_{P-V} \quad (6)$$

$$\sum_{k=1}^K b_k X_k \leq V_{PER} \quad (7)$$

$$X_i, X_j, X_k \geq 0 \quad (8)$$

Donde

INT es el ingreso neto total

c_i, c_j, c_k representan el ingreso neto de las actividades de producción en el ciclo otoño-invierno, primavera-verano y perennes, respectivamente. Se calculó el rendimiento medio del cultivo por el precio medio rural menos el costo variable de producción.

X_i, X_j, X_k son los valores por obtener de las superficies óptimas a sembrar de cada cultivo en los ciclos otoño-invierno, primavera-verano y perennes.

a_i, a_j, a_k representan los coeficientes técnicos necesario para producir una unidad del cultivo, para los ciclos de otoño-invierno, primavera-verano y perenes respectivamente. Estos se refieren a la cantidad mínima de tierra que se requiere para producir (una hectárea), y la lámina de riego por cultivo en m^3 de acuerdo con la época en que son sembrados, con base a los datos obtenidos en el distrito de riego por cultivo y por época de producción.

b_i, b_j, b_k representan la cantidad del recurso agua necesario para producir una unidad del cultivo. Es la lámina neta de cada cultivo en cada ciclo agrícola.

$V_{O-I}, V_{P-V}, V_{PER}$ representan el volumen neto total de agua disponible en los ciclos otoño-invierno, primavera-verano y perennes del año agrícola 2020-2021.

$S_{O-I}, S_{P-V}, S_{PER}$ representan las superficies cosechadas máximas de los ciclos otoño-invierno, primavera-verano y perennes, del año agrícola 2020-2021.

El modelo incluyó 21 actividades y los cultivos analizados corresponden al año agrícola 2020-2021 (Cuadro 3).

Cuadro 3. Actividades y precio neto.

Variable	Actividad (cultivo)	Precio neto miles de \$ MN	Variable	Actividad (cultivo)	Precio neto miles de \$ MN
X ₁	Avena forrajera	5.62	X ₁₂	Calabacita	102.93
X ₂	Brócoli	99.87	X ₁₃	Chile	105.41
X ₃	Cebada forrajera	5.63	X ₁₄	Coliflor	131.00
X ₄	Coliflor	131.00	X ₁₅	Frijol	37.97
X ₅	Haba	59.00	X ₁₆	Haba	59.00
X ₆	Nabo	30.30	X ₁₇	Maíz grano	43.96
X ₇	Rye grass	5.05	X ₁₈	Nabo	30.80
X ₈	Trigo grano	35.98	X ₁₉	Tomate de cascara	67.00
X ₉	Triticale	35.97	X ₂₀	Alfalfa	51.47
X ₁₀	Avena forrajera	5.65	X ₂₁	Bermuda	26.49
X ₁₁	Brócoli	99.93			

Fuente: elaboración propia

Por lo tanto, la función objetivo del modelo extendido se planteó de la forma siguiente:

$$\begin{aligned} \text{Max INT} = & 5.62X_1 + 99.87X_2 + 5.63X_3 + 131X_4 + 59X_5 + 30.3X_6 + 5.05X_7 + \\ & 35.98X_8 + 35.97X_9 + 5.65X_{10} + 99.93X_{11} + 102.93X_{12} + 105.41X_{13} + 131X_{14} + \\ & 37.97X_{15} + 59X_{16} + 43.96X_{17} + 30.8X_{18} + 67X_{19} + 51.47X_{20} + 26.49X_{21} \quad (9) \end{aligned}$$

Las restricciones del modelo en el año agrícola fueron:

a) La restricción de tierra en el ciclo O-I.

$$X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_5 + X_6 + X_7 + X_8 + X_9 \leq 8\,920 \quad (10)$$

b) La restricción de tierra en el ciclo P-V

$$X_{10} + X_{11} + X_{12} + X_{13} + X_{14} + X_{15} + X_{16} + X_{17} + X_{18} + X_{19} \leq 19\,626 \quad (11)$$

c) La restricción de tierra en los perennes.

$$X_{20} + X_{21} \leq 21\,557 \quad (12)$$

d) La restricción de agua en el ciclo O-I.

$$6.16X_1 + 10.3X_2 + 6.23X_3 + 11.46X_4 + 6.71X_5 + 6.32X_6 + 7.83X_7 + 9.24X_8 + 9.35X_9 \leq 60\,637.3 \quad (13)$$

e) La restricción de agua en el ciclo P-V.

$$6.14X_{10} + 11.64X_{11} + 10.24X_{12} + 11.80X_{13} + 12.61X_{14} + 6.99X_{15} + 7.09X_{16} + 12.02X_{17} + 6.73X_{18} + 10.85X_{19} \leq 228\,655.2 \quad (14)$$

f) La restricción de agua en los perennes

$$21.22X_{20} + 17.89X_{21} \leq 456\,087.6 \quad (15)$$

g) La restricción de superficie máxima de los cultivos del año agrícola 2020-2021 (Cuadro 4).

Cuadro 4. Superficie máxima de los cultivos.

Variabl e	Cultivo	Hectárea s	Variabl e	Cultivo	Hectárea s
X ₁	Avena forrajera	5 503	X ₁₂	Calabacita	552
X ₂	Brócoli	104	X ₁₃	Chile	291
X ₃	Cebada		X ₁₄	Coliflor	783
X ₄	forrajera	1 312	X ₁₅	Frijol	1 019
X ₅	Coliflor	554	X ₁₆	Haba	7
X ₆	Haba	68	X ₁₇	Maíz grano	16 511
X ₇	Nabo	513	X ₁₈	Nabo	172
X ₈	Rye grass	407	X ₁₉	Tomate de	
X ₉	Trigo grano	272	X ₂₀	cascara	129
X ₁₀	Triticale	187	X ₂₁	Alfalfa	21 186
X ₁₁	Avena forrajera	60		Bermuda	371
	Brócoli	102			

Fuente: elaboración propia

Se plantearon 9 escenarios para evaluar el impacto de la disponibilidad del agua. El escenario 1 incluyó las restricciones de superficie y volumen: totales, ciclo O-I, P-V y perennes; restricciones de máximos en todos los cultivos para modelar algo similar al año agrícola 2020-2021. Del escenario 2 al 6, las restricciones son las mismas que el escenario 1, solo cambió la disponibilidad del agua v_t en 90%, 80%, 70%, 60% y 50%,

respectivamente. El escenario 7 simuló un incremento de la población mediante la reducción del 20% en la superficie cosechada y en la disponibilidad de agua. El escenario 8 incluyó solo 12 restricciones de superficie máxima los siguientes cultivos: brócoli, calabacita, chile, coliflor, frijol, haba, nabo y tomate de cascara o tomatillo; que tienen restricciones debido a la calidad del agua. El escenario 9 no incluyó ninguna restricción de máximos de los cultivos.

Para resolver el modelo se utilizó el método Simplex con la herramienta de análisis Solver® de Microsoft Office Excel®.

Resultados

Los resultados del modelo de programación lineal para los diferentes escenarios con información de los ciclos agrícolas O-I, P-V y perennes de 2020-2021 del DR 003 Tula, indicaron que la superficie sembrada se redujo al reducir la disponibilidad de agua (Figura 12).

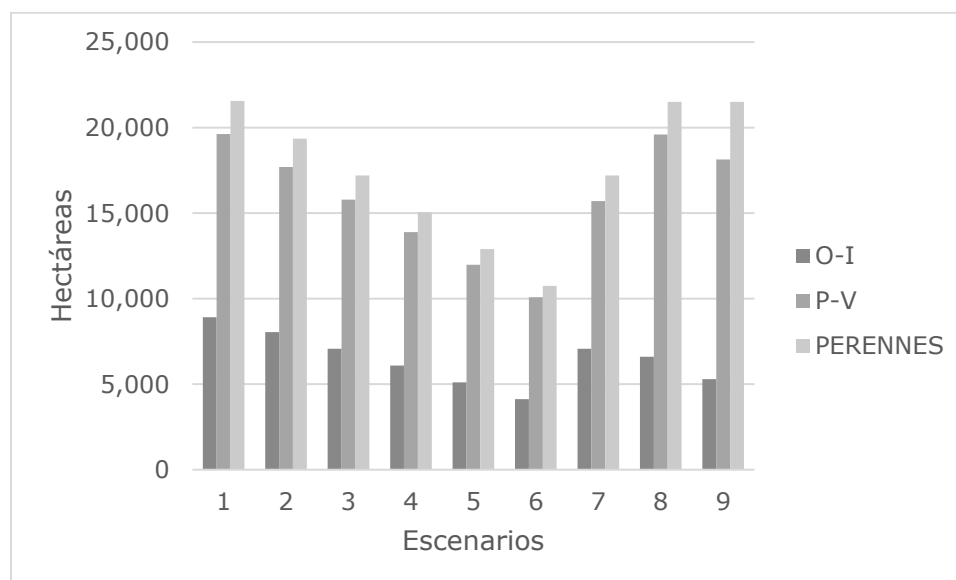


Figura 10. Superficie sembrada en los diferentes escenarios.

En el escenario 1 solo se sembraron 5 ha menos en relación con el año agrícola 2020-2021. En el escenario 2 el INT fue 8.6% menos que lo percibido en el año agrícola 2020-2021 y la superficie total del padrón optimo fue 10% menos que la superficie cosechada en el año agrícola. En el escenario 3 el INT disminuyó 17.5% y la superficie sembrada se redujo 20%. En el escenario 4 el INT disminuyó 26.4%, la superficie sembrada disminuyó 30.1%. En el escenario 5 el INT fue 35.3% menor que al del año agrícola 2020-2021. En el escenario 6 el INT se redujo en 44.3% y disminuyó 50.2% la superficie sembrada. En el escenario 7 el INT fue 17.6% menos que lo percibido en el año agrícola y 20.2% menos superficie sembrada. En el escenario 8 el INT incrementó 6.4% y disminuyó 4.8% la superficie sembrada. En el escenario 9 el total de superficie fue 10.3% menos que lo cosechado en el año agrícola 2020-2021 pero 86.5% más en el ingreso neto total, debido a que estos cultivos son los que mayor valor tienen en el mercado (Cuadro 5).

Cuadro 5. Padrón óptimo de cultivos en los diferentes escenarios.

Cultivo	2020-2021	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Avena forrajera	5 503	5 503	5 503	5 376	4 392	3 408	2 424	5 376	0	0
Brócoli	104	104	104	104	104	104	104	104	104	0
Cebada forrajera	1 312	1 312	847	0	0	0	0	0	0	0
Coliflor	554	554	554	554	554	554	554	554	554	5 290
Haba	68	68	68	68	68	68	68	68	68	0
Nabo	513	513	513	513	513	513	513	513	513	0
Rye grass	407	404	0	0	0	0	0	0	0	0
Trigo grano	272	272	272	272	272	272	272	272	5 360	0
Triticale	187	187	187	187	187	187	187	187	0	0
Avena forrajera	60	59	0	0	0	0	0	0	0	0
Brócoli	102	102	102	102	102	102	102	102	102	0
Calabacita	552	552	552	552	552	552	552	552	552	0
Chile	291	291	291	291	291	291	291	291	291	0
Coliflor	783	783	783	783	783	783	783	783	783	18 140
Frijol	1 019	1 019	1 019	1 019	1 019	1 019	1 019	985	1 019	0
Haba	7	7	7	7	7	7	7	7	7	0
Maíz grano	16 511	16 511	14 638	12 736	10 833	8 931	7 028	12 852	16 541	0
Nabo	172	172	172	172	172	172	172	0	172	0
Tomate de cascara	129	129	129	129	129	129	129	129	129	0
Alfalfa	21 186	21 186	19 349	17 199	15 049	12 899	10 749	17 199	21 498	21 498
Bermuda	371	370	0	0	0	0	0	0	0	0

Superficie total (ha)	50 103	50 098	45 090	40 063	35 027	29 990	24 954	39 973	47 694	44 929
Ingreso neto (Millones de pesos)	2 240	2 239	2 048	1 848	1 648	1 448	1 248	1 846	2 382	4 176
Disponibilidad de agua	100%	100%	90%	80%	70%	60%	50%	80%	100%	100%
(Millones de m ³)	745380	745380	670842	596304	521766	447228	372690	596304	745380	745380

Fuente: Elaboración propia con la información de las salidas de los MPL en Excel.

En el escenario 1 no hubo variación significativa en los cultivos con respecto al año agrícola de estudio. En los escenarios 2 al 9 cultivos disminuyó totalmente la superficie sembrada de rye grass, avena forrajera (P-V) y bermuda. En el escenario 8 se incrementó en gran medida la superficie sembrada de trigo grano. En el escenario 9, solo se activaron los cultivos: coliflor para el ciclo O-I, coliflor para el ciclo P-V y alfalfa (Figura 13).

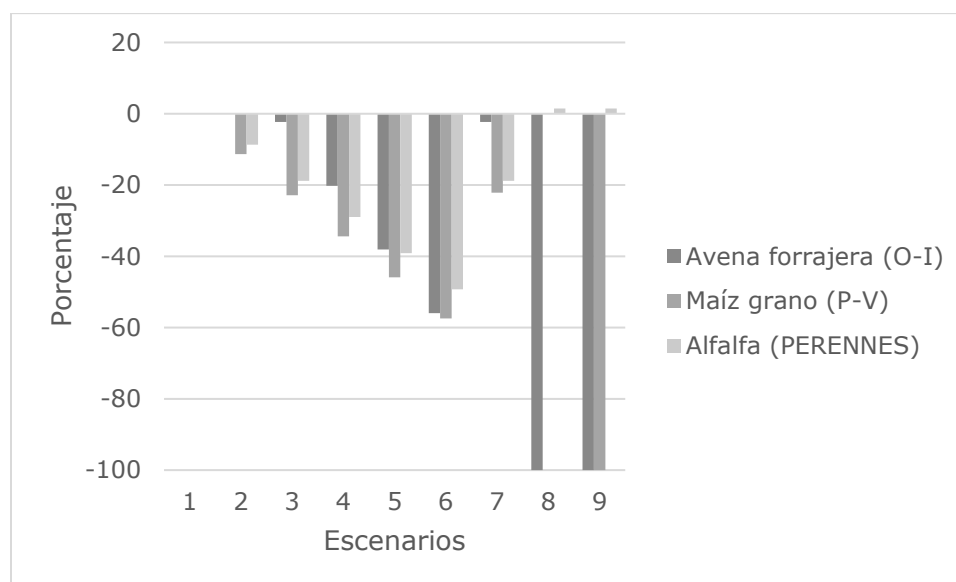


Figura 11. Variación de la superficie sembrada de los principales cultivos en los diferentes escenarios.

Ante la escasez o reducciones en la disponibilidad de agua, la superficie sembrada se reduce, y los cultivos que reducen a cero la superficie son: cebada forrajera y rye grass en el ciclo O-I; avena forrajera en el ciclo P-V; y la bermuda en los perennes. Estos cultivos tienen menor precio de mercado, alto costo de producción y mayor consumo de agua, es decir, menor ingreso neto. Estos resultados concuerdan con (Zetina et al., 2013). También se puede observar que disminuye la superficie alfalfa

debido a la alta demanda de agua y su baja rentabilidad (Martínez et al., 2021) y (Godínez et al., 2007).

El costo reducido indica cuánto se reduciría el ingreso neto total si se incluyera dentro del escenario de producción, el cultivo no factible dentro de la solución óptima, de otra manera, representa en cuanto debería incrementar el valor del coeficiente objetivo para que el precio neto fuera competitivo en la función objetivo, es decir el costo reducido está asociado a las actividades de producción, mientras que el precio sombra a los recursos de las restricciones. En el escenario 1, los costos reducidos fueron cero, es decir, al cambiar en una unidad la superficie cultivada, no se modificaría el ingreso neto total. El costo reducido de cada cultivo fue el mismo para los escenarios 2 al 6 y que, de haber incluido los cultivos no seleccionados en el padrón óptimo, se habría reducido el INT en esa cantidad (Cuadro 6).

Cuadro 6. Costo reducido en los diferentes escenarios.

Ciclo	Cultivo	1	2	3	4	5	6	7	8	9
O-I	Avena forrajera	0	0	0	0	0	0	0	-18.4	-64.8
	Brócoli	0	0	0	0	0	0	0	0	-17.8
	Cebada forrajera	0	0	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-0.1	-18.7	-65.6
	Coliflor	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Haba	0	0	0	0	0	0	0	0	-17.7
	Nabo	0	0	0	0	0	0	0	0	-41.9
	Rye grass	0	-2.0	-2.1	-2.1	-2.1	-2.1	-2.1	-25.5	-84.5
	Trigo grano	0	0	0	0	0	0	0	0	-69.6
	Triticale	0	0	0	0	0	0	0	-0.4	-70.9
P-V	Avena forrajera	0	-16.8	-16.8	-16.8	-16.8	-16.8	-31.3	-16.8	-58.1
	Brócoli	0	0	0	0	0	0	0	0	-21.0
	Calabacita	0	0	0	0	0	0	0	0	-3.4
	Chile	0	0	0	0	0	0	0	0	-17.2
	Coliflor	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Frijol	0	0	0	0	0	0	0	0	-34.6
	Haba	0	0	0	0	0	0	0	0	-14.6
	Maíz grano	0	0	0	0	0	0	0	0	-80.9
	Nabo	0	0	0	0	0	0	-6.9	0	-39.1
	Tomate de cascara	0	0	0	0	0	0	0	0	-45.8
PER	Alfalfa	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bermuda	0	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9	-16.9

Fuente: Elaboración propia con la información de las salidas de los MPL en Excel.

El precio sombra indica en cuánto cambia el ingreso neto total al cambiar una unidad de la restricción o la disponibilidad de los recursos, es decir, indica el cambio en el objetivo si la restricción se relajara en una unidad.

Si el precio sombra del agua fuera cero, al reducir o aumentar en una unidad el consumo de agua, el ingreso neto total no reduciría ni aumentaría, debido a que la disponibilidad del recurso no se agota. En este caso, se puede saber cuál es la cantidad no utilizada del recurso en la solución óptima mediante el uso de variables de holgura y, la desigualdad débil de la restricción pasa a ser una igualdad (Kaiser & Messer, 2011).

Al reducir 10% la disponibilidad de agua, es decir, del escenario 1 a 2, el precio sombra se incrementó 40% en el ciclo O-I, 297.2% en el ciclo P-V y 63.8% en los perennes, mientras que el precio sombra de la tierra se incrementó cuando se redujo la disponibilidad de la superficie en 20% (Cuadro 7).

Cuadro 7. Precio sombra en los diferentes escenarios.

Restricción	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Superficie O-I	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Superficie P-V	0	0	0	0	0	0	29.64	0	0
Superficie PERENNES	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Volumen O-I	0.64	0.90	0.91	0.91	0.91	0.91	0.91	3.89	11.43
Volumen P-V	0.92	3.66	3.66	3.66	3.66	3.66	1.19	3.66	10.39
Volumen PERENNES	1.48	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43	2.43
Restricción en la superficie sembrada de los cultivos:									
Avena forrajera O-I	1.65	0.06	0	0	0	0	0		
Brócoli O-I	93.23	90.58	90.48	90.48	90.48	90.48	90.48	59.76	
Cebada forrajera O-I	1.61	0	0	0	0	0	0		
Coliflor O-I	123.61	120.66	120.54	120.54	120.54	120.54	120.54	86.36	
Haba O-I	54.67	52.94	52.88	52.88	52.88	52.88	52.88	32.87	
Nabo O-I	26.23	24.60	24.54	24.54	24.54	24.54	24.54	5.69	
Ray grass O-I	0	0	0	0	0	0	0		
Trigo grano O-I	30.02	27.64	27.55	27.55	27.55	27.55	27.55		
Triticale O-I	29.94	27.53	27.44	27.44	27.44	27.44	27.44		
Avena forrajera P-V	0	0	0	0	0	0	0		
Brócoli P-V	89.21	57.36	57.36	57.36	57.36	57.36	56.42	57.36	
Calabacita P-V	93.51	65.49	65.49	65.49	65.49	65.49	61.09	65.49	
Chile P-V	94.54	62.24	62.24	62.24	62.24	62.24	61.71	62.24	

Coliflor P-V	119.39	84.89	84.89	84.89	84.89	84.89	86.34	84.89
Frijol P-V	31.53	12.41	12.41	12.41	12.41	12.41	0	12.41
Haba P-V	52.47	33.08	33.08	33.08	33.08	33.08	20.91	33.08
Maíz grano P-V	32.9	0	0	0	0	0	0	
Nabo P-V	24.60	6.18	6.18	6.18	6.18	6.18	0	6.18
Tomatillo P-V	57.01	27.31	27.31	27.31	27.31	27.31	24.43	27.31
Alfalfa	20.06	0	0	0	0	0	0	
Bermuda	0	0	0	0	0	0	0	

Fuente: Elaboración propia con la información de las salidas de los MPL en Excel.

Discusión

Martínez et al., (2021) obtuvieron precios sombra que varían de 0.11 a 40.11 \$/m³ en diferentes escenarios del DR 100 Alfajayucan; Ramírez et al., (2019) encontraron para el DR 017 Comarca Lagunera precios sombra en riego por gravedad de 0.91 a 1.23 \$/m³ con diferente disponibilidad de agua. Florencio et al., (2002) obtuvieron precios sombras para la fuente superficial que van de 0.54 a 2.28 \$/m³ en diferentes escenarios del DR 011 Alto Rio Lerma. Lo anterior concuerda los resultados obtenidos en estos escenarios, que varían de 0.64 a 11.43 \$/m³. Como se observa del escenario 3 al 6, el precio sombra no cambia, aunque cambie la disponibilidad de agua, debido a que el precio sombra depende de la última actividad que entra al modelo. Los resultados demostraron, que el precio sombra aumentó para los escenarios 8 y 9, debido al cambio del patrón de cultivos, esto demuestra que el agua al ser un recurso escaso debería de sugerirse un precio más alto cuando se imponen restricciones en la función objetivo, ya que el ingreso neto para estos escenarios también fue el más alto, debido a la mayor demanda de agua en los periodos de primavera-verano y otoño-invierno.

Los valores de precio sombra concuerdan con los publicados por Rodríguez et al. (2019), ya que en aquellos módulos de producción con un precio sombra bajo, tienden a exportar agua a módulos con un precio sombra más alto debido a escases de agua, por dos razones principales: en primer lugar, se cultivan cultivos de bajo valor (sorgo y trigo) y en

segundo lugar, tiene un acceso limitado a las aguas subterráneas. Por otro lado, tuvieron módulos de producción que participarían en el mercado de agua exportando una baja tasa de ésta disponible, debido a su alto consumo de agua de pozos mayor que su uso de agua superficial, y a usada en hortalizas, en particular brócoli, espárragos y lechugas.

El precio que pagan en promedio en el DR 003 es 0.011\$/m³, es decir, 58.6 veces más bajo que el precio sombra encontrado en el modelo. A diferencia de Ramírez et al., (2019) encontraron un precio sombra 9.06 veces mayor que la tarifa pagada por unidad de agua en la Comarca Lagunera; para Florencio et al., (2002) fue 13.5 veces menor que los precios sombra obtenidos en el DR 011. En el DR 100 encontraron que, el precio sombra es 72 veces mayor que la cuota de conservación y mantenimiento de los canales que pagan los productores agrícolas (Martínez et al., 2021). En consecuencia, el precio que pagan los productores por el agua no refleja el verdadero valor de este recurso. Por otro lado, Martínez et al. (2021) también menciona que los precios sombra del agua de riego para los escenarios establecidos, simbolizaron el precio máximo que los agricultores estarían dispuestos a pagar por cada m³ adicional de agua en un año agrícola.

Godínez et al., (2007) y Martínez et al., (2021) han recomendado el aumento de la cuota que pagan los productores. Sin embargo, en este caso, la recomendación de incrementar las cuotas a los productores debe hacerse de manera reservada, debido a que el precio sombra del agua es similar al precio sombra de otros distritos de riego que riegan con agua de mejor calidad. Mas bien, la recomendación sería incrementar el uso de agua residual tratada en la agricultura para cultivos recomendados.

Conclusiones

Al reducir la disponibilidad de agua en el DR 003 Tula, se reduce la superficie sembrada total, así como la superficie de los cultivos menos rentables; y al no haber restricción de superficies máximas en los cultivos, el padrón óptimo elige aquellos cultivos de mayor valor como son coliflor y alfalfa. Sin embargo, hay restricción en la superficie sembrada debido a

la calidad del agua, aunque el precio sombra sea mayor en los cultivos de coliflor, brócoli, calabacita y chile.

Ante escenarios de escasez, el costo de oportunidad de utilizar una unidad adicional de agua es mayor. Aun así, las cuotas que pagan los agricultores del DR 003 Tula son menores a los precios sombra o al valor económico por unidad de agua obtenidos en los diferentes escenarios, es decir, no reflejan el verdadero valor del recurso. Por lo que, se recomienda que las cuotas que pagan los productores se incrementen gradualmente, sobre todo, en los cultivos más rentables y de mayor demanda de agua.

Se concluye que al incrementar la escasez en los escenarios, el valor del agua mediante el uso del precio sombra, es indicativo de como mejoraría la solución óptima si se dispusiera una unidad extra de este recurso. El MPL puede determinar que tanto pudiera incrementar el valor en el recurso escaso, pues cuando este es abundante, el precio sombra tiende a cero y cuando escasea, comienza a incrementar su valor. Lo mismo ocurre con el costo reducido para cada actividad de producción, lo que indica que se debería mejorar el precio de mercado del cultivo o reducir sus costos variables, a fin de que las actividades no seleccionadas en la función objetivo pudieran ser producidas.

Desde el punto de vista de la política económica de México, los MPL pueden ser una herramienta valiosa para la determinación del valor del agua, y de esta forma establecer cuotas que limiten su uso, y se siembren los cultivos que se consideren factibles a ser producidos con los recursos con que se cuentan.

Referencias

- Alcon, F., Pedrero, F., Martin, J., Arcas, N., Alarcon, J. J., & De Miguel, M. D. (2010). The non-market value of reclaimed wastewater for use in agriculture: A contingent valuation approach. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(SUPPL. 2), 1–6. <https://doi.org/10.5424/sjar/201008s2-1361>
- AQUASTAT. (2022). *Sistema mundial de información de la FAO sobre el*

agua y la agricultura.
<https://www.fao.org/aquastat/en/databases/maindatabase/>

- Aznar, J. A., Belmonte, L. J., Velasco, J. F., & Valera, D. L. (2021). Farmers' profiles and behaviours toward desalinated seawater for irrigation: Insights from South-east Spain. *Journal of Cleaner Production*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126568>
- Bakopoulou, S., Polyzos, S., & Kungolos, A. (2010). Investigation of farmers' willingness to pay for using recycled water for irrigation in Thessaly region, Greece. *Desalination*, 250(1), 329–334. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.051>
- Bouwer, H. (2000). Integrated water management: Emerging issues and challenges. *Agricultural Water Management*, 45(3), 217–228. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(00\)00092-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(00)00092-5)
- CONAGUA. (2020). *Plan de Riego para el año agrícola 2020-2021*.
- Daghighi, A., Nahvi, A., & Kim, U. (2017). Optimal cultivation pattern to increase revenue and reduce water use: Application of linear programming to Arjan plain in Fars province. *Agriculture (Switzerland)*, 7(9). <https://doi.org/10.3390/agriculture7090073>
- De Anda, J., & Shear, H. (2021). Sustainable wastewater management to reduce freshwater contamination and water depletion in Mexico. *Water (Switzerland)*, 13(16). <https://doi.org/10.3390/w13162307>
- Durán, J. C., Jiménez, B., Rodríguez, M., & Prado, B. (2021). The Mezquital Valley from the perspective of the new Dryland Development Paradigm (DDP): present and future challenges to achieve sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 48, 139–150. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.01.005>
- FAO. (2013). *Afrontar la escasez de agua. Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria*. www.fao.org/publications
- Fisher, F. M., Arlosoroff, S., Eckstein, Z., Haddadin, M., Hamati, S. G., Huber-Lee, A., Jarrar, A., Jayyousi, A., Shamir, U., & Wesseling, H. (2002). Optimal water management and conflict resolution: The Middle East Water Project. *Water Resources Research*, 38(11), 25-1-25–17. <https://doi.org/10.1029/2001wr000943>
- Flávio, H. M., Ferreira, P., Formigo, N., & Svendsen, J. C. (2017). Reconciling agriculture and stream restoration in Europe: A review relating to the EU Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 596–597, 378–395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.057>

- Florencio, V., Valdivia, R., & Scott, C. A. (2002). Productividad del agua en el distrito de riego 011, alto Río Lerma. *Agrociencia*, 36(4), 483–493. <https://agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/201/201>
- Godínez, L., García, J. A., Fortis, M., Mora, J. S., Martínez, M. A., Valdivia, R., & Hernández, J. (2007). Valor económico del agua en el sector agrícola de la Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*, 25(1), 51–59. <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/1438/1628>
- Harou, J. J., Pulido, M., Rosenberg, D. E., Medellín, J., Lund, J. R., & Howitt, R. E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3–4), 627–643. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.037>
- 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. In *United Nations Environment Programme*.
- Jiménez, B., & Asano, T. (2008). Water reclamation and reuse around the world. In J. Blanca & T. Asano (Eds.), *Water Reuse - An International Survey of current practice, issues and needs* (Issue d, pp. 3–26). IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781780401881>
- Kaiser, H. M., & Messer, K. D. (2011). *Mathematical programming for agricultural, environmental, and resource economics*. Wiley.
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Martínez, D., Mora, J. S., Exebio, A. A., Arana, O. A., & Arjona, E. (2021). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 100, Alfajayucan, Hidalgo. *Terra Latinoamericana*, 100, 1–12. <https://doi.org/https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.544>
- Medellín, J., Harou, J. J., & Howitt, R. E. (2010). Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation. *Science of the Total Environment*, 408(23), 5639–5648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.013>
- Ramirez, B. A., Gonzalez, A., Valdivia, R., Salas, J. M., & García, J. A. (2019). Tarifas eficientes para el agua de uso agrícola en la Comarca

- Lagunera. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(3), 539–550.
<https://doi.org/10.29312/remexca.v10i3.1295>
- Registro Público de Derechos de Agua. (2022). *Títulos y volúmenes de aguas nacionales y bienes inherentes por uso de agua*.
<https://www.gob.mx/conagua/acciones-y-programas/informacion-estadistica-62159>
- Rodríguez, J.M., Medellín, J., Valdivia, R., Arana, O.A., and García, R.C. 2019. Insights from a Calibrated Optimization Model for Irrigated Agriculture under Drought in an Irrigation District on the Central Mexican High Plains. *Water* (11)858:1-23. doi:10.3390/w11040858
- Tsur, Y., & Zemel, A. (1998). Pollution control in an uncertain environment. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 22(6), 967–975. [https://doi.org/10.1016/s0165-1889\(97\)00087-0](https://doi.org/10.1016/s0165-1889(97)00087-0)
- Wang, X. J., Zhang, J. J., Gao, J., Shahid, S., Xia, X. H., Geng, Z., & Tang, L. (2018). The new concept of water resources management in China: ensuring water security in changing environment. *Environment, Development and Sustainability*, 20(2), 897–909. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-9918-8>
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423–446. [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00039-9)
- Xiong, W., Holman, I., Lin, E., Conway, D., Jiang, J., Xu, Y., & Li, Y. (2010). Climate change, water availability and future cereal production in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(1–2), 58–69. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.015>
- Zetina, A. M., Mora, J. S., Martínez, M. A., Cruz, J., & Téllez, R. (2013). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 044, Jilotepec, estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 10(2), 139–156.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-54722013000200001&script=sci_abstract

VI. DISPOSICIÓN A PAGAR DE LOS AGRICULTORES DEL DR003 TULA HIDALGO PARA MEJORAR LA CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO Y PRODUCIR ALIMENTOS INOCUOS⁷

Resumen

El distrito de riego 003 Tula Hidalgo es un ejemplo de la irrigación con aguas residuales. Sin embargo, el riego con estas aguas se manifiesta en mayor contaminación para el medio ambiente, para los productores y los consumidores. El objetivo fue determinar la disposición de los productores a pagar por agua tratada de mejor calidad para regar sus cultivos y así producir productos inocuos. Se utilizó el método de valoración contingente con un modelo logit y un modelo probit. Los resultados indican que el nivel de estudios y de ingresos tienen efectos positivos sobre la disposición a pagar, mientras pasa lo contrario con la cuota, el número de dependientes económicos y el número de hectáreas sembradas. Si el productor considera que hay riesgos para la salud de los consumidores que consumen productos producidos con aguas residuales no tratadas, la disposición a pagar aumenta 11.042%. La reutilización requiere que estas aguas cumplan con la calidad aceptable y requerida por los cultivos, para producir alimentos sanos que garanticen la salud de los productores y consumidores.

Introducción

La calidad del agua es uno de los factores determinantes del tipo de cultivo a sembrar y de su inocuidad. El crecimiento económico, el incremento de la población, la urbanización son catalizadores de la contaminación del agua.

La reutilización de aguas residuales para la agricultura es común en todo el mundo, sin embargo, el tratamiento de aguas residuales es raro en muchos países (Contreras et al., 2017). A nivel mundial, dos tercios del agua residual aplicada no recibe algún tipo de tratamiento (Trinh et al., 2013) y el uso de agua residual en la agricultura es entre el 1.5% al 6.6%,

⁷ Este manuscrito fue enviado a la revista Agrociencia del Colegio de Postgraduados.

es decir, de 4.5 a 20 millones de hectáreas de los 301 millones de hectáreas que se riegan a nivel global, donde destaca la participación de China, Egipto, India, Indonesia, Irán, México y Pakistán. En México, se estima que entre 70,000 y 190,000 hectáreas se riegan con aguas residuales tratadas y no tratadas, respectivamente (Sato et al., 2013).

Se estima que los países de ingresos altos tratan en promedio el 70% de las aguas residuales generadas, los países de ingresos medianos altos (38%), los países de ingresos medianos bajos (28%) y los países de ingresos bajos tratan el 8% de las aguas residuales generada (WWAP, 2017)..

Los países con mayor cantidad de reúso de aguas residuales son: China, México y Estados Unidos con 14.8, 4.4 y 7.6 millones de m³/día, respectivamente, pero en los dos primeros casos son de aguas residuales sin tratar. Los países más importantes en reutilización de aguas residuales tratadas son Estados Unidos, Arabia Saudita y Egipto con 7.6, 1.8 y 1.7 millones de m³/día, respectivamente (Jiménez & Asano, 2008).

En los países en desarrollo, la mayor proporción del agua reciclada se usa en la agricultura, mientras que en los países desarrollados el agua reciclada se usa en mayor proporción para actividades urbanas (Brissaud, 2009).

En Israel, el 75% del agua reciclada se utiliza para la agricultura de riego con 19,000 ha. En Kuwait, el riego agrícola con agua reciclada representa el 25% de la superficie total regada. En India, Egipto y Vietnam, más de 73,000 ha, 42,000 y 9,000 ha son tierras irrigadas con aguas residuales respectivamente (Chen et al., 2013). En Francia e Italia, las aguas residuales tratadas para el riego agrícola cubren más de 3,000 y 4,000 ha., respectivamente (Angelakis et al., 2003). En España, el 79.2% del volumen de aguas residuales tratadas es reutilizado por la agricultura (Iglesias & Ortega, 2008).

México ocupa el primer lugar a nivel mundial en el uso de aguas residuales tratadas utilizadas para riego con 4.4 millones de m³/día, seguidos por Egipto, China y Siria con 1.9, 1.2 y 1.1 millones de m³/día, respectivamente. En cuanto a aguas residuales sin tratar para la agricultura, México es el segundo a nivel mundial solo después de China (Jiménez & Asano, 2008).

El sistema del Valle del Mezquital es el ejemplo más grande y antiguo del mundo con respecto al uso de aguas residuales sin tratar para el riego agrícola (Lesser et al., 2018). Más de 90,000 ha de tierras de cultivo se

riegan con las aguas residuales no tratadas de la Ciudad de México, que se distribuyen en los distritos de riego agrícola de Tula, Ajacuba y Alfajayucan. La alta disponibilidad de agua residual ha puesto a los agricultores en una zona de comodidad y donde el tratamiento de estas aguas se percibe como una amenaza (Durán et al., 2021).

El riego en la agricultura juega un papel importante en la región del Valle del Mezquital debido a que hay escasez de agua dulce, debido a las condiciones climáticas y a la poca precipitación; a mayor demanda de agua del sector turístico y otros sectores; y al aumento en la disponibilidad de agua residual proveniente de la Ciudad de México.

El uso de aguas residuales en la agricultura en el Distrito de Riego 003 Tula data de hace más de cien años, con un volumen anual de reutilización de 1,780 hectómetros cúbicos (56.6 metros cúbicos por segundo) (CONAGUA, 2014).

En un estudio para el Distrito de Riego 003 Tula, encontraron que, debido al uso de aguas residuales en la irrigación, conducen a una degradación física y química del suelo influyendo en la productividad agrícola y que la presencia de metales tóxicos en la alfalfa representa un riesgo para la salud y el medio ambiente (Cornejo et al., 2012); contienen alta carga contaminante compuesta por material orgánico, algunos metales, bacterias y detergentes, lo cual posibilita problemas de salud pública y degradación de suelos (García-Salazar, 2019); y aumento de las enfermedades diarreicas en los niños (Contreras et al., 2017).

En el plan director DR003 se menciona que la composición química de las aguas residuales reduce la vida útil de la infraestructura hidroagrícola; las compuertas, represas, tomas granja, deben ser reemplazadas por lo menos cada tres años; y los gases generados por las aguas negras ocasionan la corrosión del concreto de las estructuras tales como alcantarillas y túneles (CONAGUA, 2005).

Los agricultores, las comunidades y los consumidores están en riesgo por los componentes nocivos de las aguas residuales sin tratar (Wichelns & Qadir, 2015). El uso de aguas residuales para el riego puede causar daños considerables a la salud pública y al medio ambiente. Su uso en la agricultura causa externalidades negativas tanto para la salud pública (a través del consumo de productos agrícolas regados con aguas residuales) como para el medio ambiente (al contaminar constantemente las aguas subterráneas, los suelos y el mal olor).

Los cultivos regados con aguas residuales pueden estar contaminados con metales pesados, incluidos arsénico, cadmio, plomo y mercurio, puede causar graves problemas de salud; tales como la osteoporosis. Estos metales ingresan al cuerpo humano y de los animales no solo a través del consumo de vegetales de hoja sino también por inhalación de suelos contaminados (Kesari et al., 2021; Qadir et al., 2010).

En consecuencia, agricultores, trabajadores agrícolas, sus familias y los consumidores de cultivos regados con aguas residuales son más propensos que los agricultores de agua dulce a sufrir enfermedades parasitarias (Weldesilassie et al., 2009).

Se han realizado algunos estudios sobre la disposición a pagar por mejorar el servicio de agua potable en México (Acolt et al., 2016; Alcalá et al., 2022; Briseño & Macedo, 2021; Tapia et al., 2016), pero no se han realizado estudios sobre la disposición a pagar por la implementación del riego con aguas residuales tratadas en un distrito de riego o en algún acuífero.

El objetivo de la presente investigación es encontrar la disposición a pagar, por parte de los agricultores del Distrito de Riego 003 Tula Hidalgo, por agua de mejor calidad. Esto ayudará a entender cuáles son los factores que influyen en la disposición a pagar de los productores por agua de mejor calidad a la que ya están usando, para que de esta manera se produzcan cultivos mayor calidad e inocuidad.

Revisión de literatura

La mayoría de los estudios se han realizado para evaluar la aceptación de los agricultores a utilizar agua tratada pero no con agua residual no tratada. Además, no hay estudios para evaluar la aceptación del agua residual sin tratar o para medir la disponibilidad a una mejora en la calidad de agua residual de riego. Es decir, se sabe poco de la actitud de los agricultores hacia el riego con aguas residuales no tratadas en países en desarrollo (Maleksaeidi et al., 2018).

La aceptabilidad pública es un requisito para que la sociedad establezca la reutilización de agua, ya que el precio del servicio de ésta debe ajustarse a las preferencias de los productores (Menegaki et al., 2007). Las condiciones culturales, religiosas y socioeconómicas locales, influyen en la aceptabilidad (Ganoulis, 2012). Además, los agricultores la perciben como económicamente beneficiosa, socialmente aceptable,

ambientalmente racional y con mínimos o nulos riesgos para la salud (Khanpae et al., 2020).

El factor más importante que aumenta la probabilidad de usar agua reciclada en la agricultura es la escasez (Bakopoulou et al., 2010). Es decir, si no hay disponibilidad de agua dulce, una alternativa es utilizar aguas residuales (Sheidaei et al., 2016). Por lo tanto, su importancia radica en que es un recurso hídrico alternativo, especialmente en regiones donde hay escasez o donde se siembran cultivos con altos requerimientos de agua.

Los agricultores están dispuestos a usar y a pagar por agua reciclada en función de los cultivos que siembran, ya que esto determina la calidad de agua que necesitan para regar estos cultivos. Por ejemplo, los productores que siembran árboles frutales estarían dispuestos a aceptar usar agua reciclada con un tratamiento menor, en cambio, un agricultor que siembra hortalizas o verduras estaría dispuesto a usar y pagar por agua reciclada con un tratamiento mucho mayor (Menegaki et al., 2007). A pesar de que los agricultores riegan hortalizas con aguas residuales no tratadas, no tienen una actitud favorable de este recurso alternativo, pero que lo siguen utilizando por la escasez, es decir, sequía severa combinada con la sobreexplotación del agua subterránea (Maleksaeidi et al., 2018).

El suministro de agua de diferentes calidades puede depender de la fuente principal de extracción (ríos o presas) en las que el agua tendrá diferentes grados de pureza (Carr et al., 2011), es decir, puede haber una región de riego donde las fuentes de agua sea un río o presa contaminada con residuos de algunas empresas y descarga de aguas residuales de la ciudad. En este sentido, los agricultores también pueden oponerse al uso del agua reciclada porque degrada el valor comercial de sus productos o cultivos (Lazaridou et al., 2019).

La aceptación al uso de agua reciclada, también se relaciona con el precio de la calidad del agua, es decir, los productores están dispuestos a usar agua reciclada cuando el precio es menor al del agua dulce (Deh-Haghi et al., 2020). Además, si en una región el precio del agua dulce es muy alto, los agricultores estarán dispuestos a pagar más que en las regiones donde el precio del agua dulce es más bajo (Menegaki et al., 2007).

El rendimiento de los cultivos puede influir en la aceptación al agua residual, debido a que los agricultores perciben que aporta nutrientes para los cultivos (Deh-Haghi et al., 2020); aumenta el rendimiento de los cultivos y la fertilidad del suelo (Maleksaeidi et al., 2018).

También, involucra percepciones del riesgo a la salud del productor y el consumidor (Po et al., 2003). Si los productores perciben mayor riesgo de usar aguas residuales, su disposición a usar será negativa (Deh-Haghi et al., 2020).

Los agricultores que riegan con aguas residuales perciben que reducen sus costos de producción (Khanpae et al., 2020). Esto debido a que el agua residual es más barata que el agua dulce y el agua subterránea (costos de extracción). También se ahorran la compra y aplicación de fertilizantes.

La actitud hacia el riego con aguas residuales no tratadas está influenciada por el conocimiento sobre la calidad de las aguas residuales no tratadas, aspectos morales hacia el medio ambiente y la salud humana, la cohesión social o sentido de solidaridad y pertenencia a la comunidad, y el deseo de continuar la agricultura (Maleksaeidi et al., 2018). Otro de los factores es la influencia que pueden tener otras personas sobre las decisiones de utilizar agua reciclada, como los mensajes positivos de algún familiar, amigos, colegas o de los canales de comunicación (Dolnicar et al., 2011).

Los agricultores con un nivel educativo más alto tienen mayor probabilidad de pagar por la utilización de agua residual tratada (Lazaridou et al., 2019). También, el conocimiento que tengan relacionados con el agua residual (Khanpae et al., 2020; Sheidaei et al., 2016). La actitud hacia el cuidado del medio ambiente; una explicación propuesta es que las personas con actitudes más favorables al medio ambiente comprenden mejor la necesidad de restricciones de agua (Dolnicar et al., 2011).

Materiales y métodos

Se utilizó el método de valoración contingente (MCV). El MCV implica preguntar directamente a las personas cuánto pagarían en caso de que se produjera algún cambio hipotético en el estado futuro. Se formularía una pregunta sobre la disposición a pagar y se solicitarían datos socioeconómicos para describir al encuestado. Principalmente características socioeconómicas como la edad, la educación, los ingresos y el género. También en esta categoría se incluyen preguntas sobre

actitudes y creencias, como las actitudes hacia las políticas ambientales (Young & Loomi, 2014).

Las entrevistas se aplicaron a los productores del Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo. La muestra se obtuvo con el método de muestreo aleatorio simple (Lind et al., 2012, p. 319; Anderson et al., 2008, p. 321):

$$n = p^*(1 - p^*) \left(\frac{Z}{E} \right)^2$$

donde: n es el tamaño de la muestra. Z es el valor normal estándar correspondiente al nivel de confianza deseado del 95 % ($z = 1.96$). p^* es la proporción de la población (0.5). E es el máximo error tolerable de 9.6 %. En consecuencia, la muestra fue de 104 individuos para aplicarles la entrevista.

Modelo

En este estudio la variable dependiente es dicotómica o binaria: 1 si los encuestados están dispuestos a pagar (una respuesta "sí") y 0 si no lo están (una respuesta "no"), por lo tanto, se deben utilizar modelos logit o probit (Zegeye et al., 2023).

Se formularon dos modelos: uno logit y otro probit, en los cuales, la probabilidad de aceptar una mejor calidad de agua es:

$$P_i = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \sum \beta_i X_i)}} = \frac{e^{(\beta_0 + \sum \beta_i X_i)}}{1 + e^{(\beta_0 + \sum \beta_i X_i)}} \quad (1)$$

Donde: X_1 es la variable *cuota*, X_2 es el *nivel de estudios*, X_3 es el *ingreso*, X_4 es el número de *dependientes* económicos, X_5 es el número de *hectáreas sembradas* por el productor y X_6 es una variable dicotómica de la respuesta a la pregunta ¿Considera que hay riesgo para la *salud de los consumidores* por consumir productos regados con aguas residuales?, 1 si contestó que sí y 0 si contestó que no.

Entonces, la probabilidad de no aceptar una mejor calidad de agua es:

$$1 - P_i = \frac{1}{1 + e^{(\beta_0 + \sum \beta_i X_i)}} \quad (2)$$

Y la razón de probabilidad de aceptar respecto de la probabilidad de no aceptar es:

$$\frac{P_i}{1-P_i} = \frac{1+e^{(\beta_0+\sum\beta_iX_i)}}{1+e^{-(\beta_0+\sum\beta_iX_i)}} = e^{(\beta_0+\sum\beta_iX_i)} \quad (3)$$

Aplicando logaritmo natural, se obtiene L_i para linealizar los parámetros:

$$L_i = \ln\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta_0 + \sum\beta_iX_i \quad (4)$$

Para estimar los parámetros del modelo se utilizó el método de máxima verosimilitud

$$L_i = \ln\left(\frac{P_i}{1-P_i}\right) = \beta_0 + \sum\beta_iX_i + u_i \quad (5)$$

Para obtener la disposición a pagar media de los productores por agua de mejor calidad, para producir alimentos inocuos y de mejor calidad, se calculó con la siguiente formula:

$$DAP_{media} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{\beta_0 + \beta_2 X_{2i} + \beta_3 X_{3i} + \beta_4 X_{4i} + \beta_5 X_{5i} + \beta_6 X_{6i}}{\beta_1}}{n} \quad (6)$$

Resultados y discusión

En una muestra representativa de 104 agricultores, encontramos que el 69.23% de ellos expresó una postura positiva hacia la disposición a pagar de agua reciclada de mejor calidad, lo que representa en menores impactos ambientales, en los cultivos y en la salud de los productores y consumidores. Los productores encuestados tienen en promedio 57 años, siembran maíz (61.5%), alfalfa (24.0%), frijol (11.5%) y chile (2.9%).

Cuadro 8. Frecuencia de las variables DAP, nivel de estudios e ingreso.

DAP	Nivel de estudios	Freq.	%	Ingreso	Freq.	%
Si	primaria incompleta	9	12.5	<5,000	1	1.4
	primaria completa	15	20.8	5,000-10,000	44	61.1
	secundaria	39	54.2	10,000-15,000	24	33.3
	media superior	7	9.7	15,000-20,000	3	4.2
	profesional	2	2.8			
No	primaria incompleta	8	25.0	<5,000	0	0
	primaria completa	23	71.9	5,000-10,000	31	96.9

secundaria	0	0	10,000-15,000	1	3.1
media superior	1	3.1	15,000-20,000	0	0
profesional	0	0			

Fuente: elaboración propia.

El nivel de estudios de los productores que tuvieron una postura positiva fue 54.2% con secundaria y 20.8 con primaria completa. Mientras que, el 61.1% percibe ingresos de \$5,000 a \$10,000 y 33.3% ingresos de \$10,000 a \$15,000 (Cuadro 1).

Los encuestados que están dispuestos a pagar por una mejora en la calidad de agua de riego tienen entre uno y seis dependientes económicos, de los cuales, el 15.3% tiene un dependiente, 26.4% tiene dos, 27.8% tiene tres y 20.8% tiene cuatro.

Con respecto al número de hectáreas sembradas, los productores que tuvieron una actitud positiva a la DAP tienen entre una a ocho hectáreas sembradas, de las cuales destacan las que tienen mayor frecuencia; tres (28.8%), cuatro (26.4%), cinco (15.3%) y dos hectáreas (11.1%). Los productores que consideran que regar con aguas residuales tiene efectos sobre la salud de los consumidores y que tuvieron una respuesta positiva a la DAP fue el 59.7%.

Se realizaron dos modelos: uno logit y el otro probit. La variable dependiente fue la disposición a pagar por agua de mejor calidad para regar los cultivos del DR003 Tula, Hidalgo.

En el modelo logit y probit todos los parámetros son estadísticamente significativos de acuerdo con el estadístico z. La significancia estadística global del modelo, Wald chi cuadrado, fue menor al 1% para los dos modelos. Sin embargo, el mejor modelo según los criterios log pseudolikelihood, AIC, pseudo R cuadrado y el número de casos correctamente predichos, fue el modelo logit (Cuadro 2).

Cuadro 9. Resultados de las estimaciones de los coeficientes de los modelos.

DAP	Logit	Probit
<i>cuota</i>	-0.004*** (0.001)	-0.002*** (0.001)
<i>nivel estudios</i>	3.300*** (1.022)	1.717*** (0.422)

<i>ingreso</i>	2.969*** (1.062)	1.772*** (0.559)
<i>dependientes</i>	-1.606*** (0.365)	-0.902*** (0.167)
<i>ha sembrada</i>	-0.607** (0.300)	-0.324** (0.154)
<i>salud consumidor</i>	1.371* (0.847)	0.710* (0.433)
<i>constante</i>	-2.184 (2.422)	-1.475 (1.223)
Log pseudolikelihood	-29.730	-30.299
Wald chi2(6)	26.56***	38.28***
AIC	73.461	74.598
Pseudo R2	0.537	0.528
Correctamente predichos	88.46%	86.54%
Observaciones	104	104

Nota: El nivel de significancia de *** es <0.01, ** es <0.05 y * es < 0.1. Error estándar entre paréntesis.

Fuente: Elaboración propia.

Para interpretar los modelos se calcularon las razones de probabilidad y los efectos marginales (dy/dx) de cada variable. El efecto marginal de la variable cuota fue -0.026, lo que representa que, por cada peso incrementado en la cuota, la DAP reduce 0.026%. El efecto marginal para el nivel de estudios mostró que por cada nivel adicional de estudios de los productores la DAP aumenta 22.598%. El efecto marginal del ingreso mostró que cuando aumenta el nivel de ingresos en los productores la DAP aumenta 20.333%. Al incrementar en uno el número de dependientes económicos, la DAP disminuye en 10.999%. Si se incrementa en una hectárea la superficie sembrada del productor, la DAP disminuye 4.156%. Finalmente, si el productor considera que hay riegos para la salud de los consumidores que consumen productor producidos con aguas residuales no tratadas, la DAP aumenta 11.042% (Cuadro 3).

Cuadro 10. Efectos marginales y razón de probabilidad de las variables.

Variable	Logit			Probit		
	dy/dx	%	Odds ratio	dy/dx	%	Odds ratio
cuota	-0.000	-0.026	0.996	0.000	-0.032	0.998
nivel estudios	0.226	22.598	27.118	0.280	28.032	5.567

ingreso	0.203	20.333	19.480	0.289	28.939	5.885
dependientes	-0.110	-10.999	0.201	-0.147	-14.723	0.406
ha sembrada	-0.042	-4.156	0.545	-0.053	-5.295	0.723
salud consumidor	0.110	11.042	3.940	0.129	12.941	2.035

Fuente: elaboración propia.

Para obtener la disposición a pagar media se utilizó la ecuación (6) y se obtuvo un valor de \$1,649.184. Es decir, en promedio el productor estaría dispuesto a pagar \$1,649.184 por hectárea de riego, por agua de mejor calidad en el DR003 Tula.

La variable con mayor efecto sobre la disposición de los agricultores a pagar por el uso de aguas residuales tratadas de mejor calidad para regar los cultivos fue el nivel de estudios. Lo anterior, porque se considera que los productores con mayor educación o nivel de estudios tienen mayor acceso a fuentes de información sobre el tratamiento de aguas residuales, tales como internet, revistas y periódicos (Deh-Haghi et al., 2020; Lazaridou et al., 2019).

El nivel de ingresos de los productores tuvo una relación positiva con la DAP, quiere decir que, a mayor ingreso (independientemente si el productor tiene otras fuentes de ingresos) mayor será la probabilidad de pagar más por agua de mayor calidad para regar sus parcelas. Sin embargo, sucede lo contrario con el número de dependientes económicos, pues más dependientes económicos significa menos prepuesto para comprar otros bienes y servicios no relacionados a la familia, como el de pagar adicionalmente a lo que ya pagan por el servicio de riego.

El 60.6% de los productores encuestados considera que hay riesgo para la salud de los consumidores por consumir productos regados con aguas residuales; y el 77.9% considera que hay riesgos ambientales con el riego de aguas residuales sin tratar.

La percepción de los riesgos para la salud tiene impactos en la disposición a usar por aplicar aguas residuales tratadas en el riego de cultivos (Deh-Haghi et al., 2020; Khanpae et al., 2020; Maleksaeidi et al., 2018).

La utilización de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas para el riego involucra el riesgo de padecer algunas enfermedades tanto en los productores y sus familias como en los consumidores. Las enfermedades que prevalecen en los productores son: anquilostomiasis, ascariasis y giardiasis. Las enfermedades asociadas con el consumo de

verduras crudas incluyen: la shigelosis, el cólera, la fiebre tifoidea y la diarrea (Leonel & Tonetti, 2021).

Otro de los problemas es la absorción de compuestos activos farmacéuticos (PhAC) por las plantas y su posterior entrada a la cadena alimentaria, lo que representa importantes implicaciones para la salud (Christou et al., 2017); entrada al medio ambiente y suelo (Lees et al., 2016). Así como la absorción de contaminantes orgánicos emergentes (COE) (Hurtado et al., 2016).

Ante las preocupaciones de los agricultores sobre la salud humana (Alsa'di et al., 2024), se requiere que las autoridades mejoren y controlen la calidad del agua para reducir los metales pesados, genes resistentes a los antibióticos y patógenos que aumentan los riesgos para la salud o el brote de enfermedades (Hosney et al., 2023).

Conclusiones

Al estimar los modelos logit y probit del método de valoración contingente sobre la disposición de los productores a pagar por una mejora en la calidad de agua con la que riegan sus cultivos se encontró que el nivel de estudios, el nivel de ingresos y la percepción acerca de la salud de consumidor tuvieron efectos positivos sobre la DAP, mientras que la cuota, el número de dependientes económicos del productor y el número de hectáreas sembradas, tuvieron efectos negativos sobre la DAP.

El uso de aguas residuales para regar los cultivos representa un foco de contaminación y de riesgos para los productores y consumidores. Los productores del distrito de riego están preocupados por los riesgos, por lo que, si están dispuestos a pagar por agua de riego de mejor calidad.

El tratamiento y la reutilización de aguas residuales es una opción para enfrentar los problemas de escasez de agua y el de aumentar la productividad agrícola; ayuda a un uso sostenible del agua. La reutilización requiere que estas aguas cumplan con la calidad aceptable y requerida por los cultivos, para producir alimentos sanos que garanticen la salud de los productores y consumidores.

Referencias

- Acolt, R. G., Medina, F. D. J. S. L., & Flores, M. D. (2016). La disponibilidad a pagar de las familias por mejorar el servicio de agua potable en la ciudad de Aguascalientes. *Gestión y Ambiente*, 19(1), 63–77. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/54574>
- Alcalá, R. V., Vázquez, M. A. D., Sangerman-Jarquín, D. M., Ortiz, J. H., Romero, F. S., & Jácome, Á. S. G. (2022). Valoración económica de la calidad del agua potable en León, Guanajuato. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 13(3), 527–538. <https://doi.org/10.29312/REMEXCA.V13I3.3168>
- Alsa'di, A., Mahmoud, N., & Al-Khatib, I. A. (2024). Utilization of treated municipal effluent for irrigating agricultural land in Palestine: The driving factors and existing practices. *Environmental Research*, 242, 117578. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.117578>
- Angelakis, A. N., Bontoux, L., & Lazarova, V. (2003). Challenges and prospectives for water recycling and reuse in EU countries. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(4), 59–68. <https://doi.org/10.2166/ws.2003.0046>
- Bakopoulou, S., Polyzos, S., & Kungolos, A. (2010). Investigation of farmers' willingness to pay for using recycled water for irrigation in Thessaly region, Greece. *Desalination*, 250(1), 329–334. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.051>
- Briseño, H., & Macedo, E. (2021). Disposición a pagar para mejorar la calidad del agua en Zapopan. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 12(1), 402–434. <https://doi.org/10.24850/J-TYCA-2021-01-10>
- Brissaud, F. (2009). Technologies for Water Regeneration and Integrated Management of Water Resources. In S. Sabater & D. Barceló (Eds.), *Water Scarcity in the Mediterranean: Perspectives Under Global Change* (Vol. 8, Issues 978-3-642-03971-3, pp. 95–105). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/698_2009_30
- Carr, G., Potter, R. B., & Nortcliff, S. (2011). Water reuse for irrigation in Jordan: Perceptions of water quality among farmers. *Agricultural Water Management*, 98(5), 847–854. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.12.011>

- Chen, Z., Ngo, H. H., & Guo, W. (2013). A critical review on the end uses of recycled water. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(14), 1446–1516. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.647788>
- Christou, A., Karaolia, P., Hapeshi, E., Michael, C., & Fatta-Kassinos, D. (2017). Long-term wastewater irrigation of vegetables in real agricultural systems: Concentration of pharmaceuticals in soil, uptake and bioaccumulation in tomato fruits and human health risk assessment. *Water Research*, 109, 24–34. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.11.033>
- Contreras, J. D., Meza, R., Siebe, C., Rodríguez-Dozal, S., López-Vidal, Y. A., Castillo-Rojas, G., Amieva, R. I., Solano-Gálvez, S. G., Mazari-Hiriart, M., Silva-Magaña, M. A., Vázquez-Salvador, N., Rosas Pérez, I., Martínez Romero, L., Salinas Cortez, E., Riojas-Rodríguez, H., & Eisenberg, J. N. S. (2017). Health risks from exposure to untreated wastewater used for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: A 25-year update. *Water Research*, 123, 834–850. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.058>
- Cornejo, F., López, M., Beltrán, R., Acevedo, O., Lucho, C., & Reyes, M. (2012). Degradación del suelo en el Distrito de riego 003 Tula, Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista Científica UDO Agrícola*, 12(4), 873–880.
- Deh-Haghi, Z., Bagheri, A., Fotourehchi, Z., & Damalas, C. A. (2020). Farmers' acceptance and willingness to pay for using treated wastewater in crop irrigation: A survey in western Iran. *Agricultural Water Management*, 239(May), 106262. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106262>
- Dolnicar, S., Hurlimann, A., & Grün, B. (2011). What affects public acceptance of recycled and desalinated water? *Water Research*, 45(2), 933–943. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.030>
- Durán, J. C., Jiménez, B., Rodríguez, M., & Prado, B. (2021). The Mezquital Valley from the perspective of the new Dryland Development Paradigm (DDP): present and future challenges to achieve sustainable development. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 48, 139–150. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.01.005>
- Ganoulis, J. (2012). Risk analysis of wastewater reuse in agriculture. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1(3), 1–9. <https://doi.org/10.1186/2251-7715-1-3>

- García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios Sociales*, 29(54), 2–34. <https://doi.org/https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741>
- Hosney, H., Tawfik, M. H., Duker, A., & van der Steen, P. (2023). Prospects for treated wastewater reuse in agriculture in low- and middle-income countries: Systematic analysis and decision-making trees for diverse management approaches. *Environmental Development*, 46, 100849. <https://doi.org/10.1016/J.ENVDEV.2023.100849>
- Hurtado, C., Domínguez, C., Pérez-Babace, L., Cañameras, N., Comas, J., & Bayona, J. M. (2016). Estimate of uptake and translocation of emerging organic contaminants from irrigation water concentration in lettuce grown under controlled conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 305, 139–148. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2015.11.039>
- Iglesias, R., & Ortega, E. (2008). Present and future of wastewater reuse in Spain. *Desalination*, 218(1–3), 105–119. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.09.031>
- Jiménez, B., & Asano, T. (2008). Water reclamation and reuse around the world. In J. Blanca & T. Asano (Eds.), *Water Reuse - An International Survey of current practice, issues and needs* (Issue d, pp. 3–26). IWA Publishing. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/9781780401881>
- Kesari, K. K., Soni, R., Jamal, Q. M. S., Tripathi, P., Lal, J. A., Jha, N. K., Siddiqui, M. H., Kumar, P., Tripathi, V., & Ruokolainen, J. (2021). Wastewater Treatment and Reuse: a Review of its Applications and Health Implications. *Water, Air, and Soil Pollution*, 232(5), 1–28. <https://doi.org/10.1007/S11270-021-05154-8/FIGURES/5>
- Khanpae, M., Karami, E., Maleksaeidi, H., & Keshavarz, M. (2020). Farmers' attitude towards using treated wastewater for irrigation: The question of sustainability. *Journal of Cleaner Production*, 243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118541>
- Lazaridou, D., Michailidis, A., & Mattas, K. (2019). Evaluating the willingness to pay for using recycled water for irrigation. *Sustainability (Switzerland)*, 11(19), 1–8. <https://doi.org/10.3390/su11195220>
- Lees, K., Fitzsimons, M., Snape, J., Tappin, A., & Comber, S. (2016). Pharmaceuticals in soils of lower income countries: Physico-chemical fate and risks from wastewater irrigation. *Environment International*, 94, 712–723. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2016.06.018>

- Leonel, L. P., & Tonetti, A. L. (2021). Wastewater reuse for crop irrigation: Crop yield, soil and human health implications based on giardiasis epidemiology. *Science of The Total Environment*, 775, 145833. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145833>
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlke, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world's largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Maleksaeidi, H., Ranjbar, S., Eskandari, F., Jalali, M., & Keshavarz, M. (2018). Vegetable farmers' knowledge, attitude and drivers regarding untreated wastewater irrigation in developing countries: A case study in Iran. *Journal of Cleaner Production*, 202, 863–870. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.208>
- Menegaki, A. N., Hanley, N., & Tsagarakis, K. P. (2007). The social acceptability and valuation of recycled water in Crete: A study of consumers' and farmers' attitudes. *Ecological Economics*, 62(1), 7–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.008>
- Po, M., Kaercher, J. D., & Nancarrow, B. E. (2003). Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse. *CSIRO Land and Water*, 54/03(December 2003).
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCornick, P. G., Drechsel, P., Bahri, A., & Minhas, P. S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, 97(4), 561–568. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2008.11.004>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.08.007>
- Sheidaei, F., Karami, E., & Keshavarz, M. (2016). Farmers' attitude towards wastewater use in Fars Province, Iran. *Water Policy*, 18(2), 355–367. <https://doi.org/10.2166/wp.2015.045>
- Tapia, L. R., Revollo Fernández, D. A., & Morales Novelo, J. A. (2016). Disponibilidad a pagar de los hogares por mejoras en la calidad del agua suministrada en la ciudad de México. *Revista de Economía, Facultad de Economía, Universidad Autónoma de Yucatán*, 33(87), 9–9. <https://doi.org/10.33937/REVECO.2016.64>

- Trinh, L. T., Duong, C. C., Van Der Steen, P., & Lens, P. N. L. (2013). Exploring the potential for wastewater reuse in agriculture as a climate change adaptation measure for Can Tho City, Vietnam. *Agricultural Water Management*, 128, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.06.003>
- Weldesilassie, A. B., Frör, O., Boelee, E., & Dabbert, S. (2009). The economic value of improved wastewater irrigation: A contingent valuation study in Addis Ababa, Ethiopia. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 34(3), 428–449. <https://doi.org/10.2307/41548426>
- Wichelns, D., & Qadir, M. (2015). Policy and Institutional Determinants of Wastewater Use in Agriculture. In P. Drechsel, M. Qadir, & D. Wichelns (Eds.), *Wastewater: Economic Asset in an Urbanizing World* (pp. 93–112). Springer Science+Business. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9545-6>
- WWAP. (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. In *Unesco* (Vol. 8, Issue 18). <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>
- Young, R. A., & Loomi, J. B. (2014). *Determining the economic value of water* (2nd ed.). RFF PRESS.
- Zegeye, G., Erifo, S., Addis, G., & Gebre, G. G. (2023). Economic valuation of urban forest using contingent valuation method: The case of Hawassa city, Ethiopia. *Trees, Forests and People*, 12, 100398. <https://doi.org/10.1016/J.TFP.2023.100398>

VII. CONCLUSIONES GENERALES

En el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México, se siembran principalmente cuatro cultivos; la avena y la cebada forrajeras para el ciclo otoño-invierno, el maíz grano para el ciclo primavera-verano y la alfalfa para los cultivos perennes. De estos cuatro, la alfalfa es la que tiene mayor superficie cosechada, sin embargo, esta superficie está reduciéndose.

La superficie sembrada de cada cultivo no está determinada por el valor de la producción, sino por la calidad del agua. Se siembran cultivos forrajeros por la resistencia que tienen a la contaminación del agua, a la salinidad del suelo y porque no son cultivos que se consumen directamente.

Es necesario el tratamiento de aguas residuales para que se pueda ampliar el padrón de cultivos o se puedan sembrar cultivos de mayor valor y reducir los riesgos en la salud de los consumidores, productores y regadores; para reducir la infiltración de contaminantes en los acuíferos; y para reducir la contaminación de los suelos.

Sembrar cultivos de mayor valor en la producción pueden contribuir a mejores ingresos, que a su vez se traducen en mejor seguridad alimentaria, menor pobreza y mejores condiciones de vida para los pequeños y medianos productores de la región.

Las tarifas del agua son diferentes en cada uno de los módulos de riego. La tarifa calculada del agua para producir avena forrajera fue mayor que para producir maíz grano y alfalfa en todos los módulos y mayor donde existen bombeos.

Cuando se cobra una tarifa constante por hectárea regada se producen cultivos que demandan mayor cantidad de agua y de bajo valor. Sin embargo, el Distrito de Riego 003 es especial porque la tarifa del agua es mucho más baja que el agua de otros distritos de riego, debido a la baja calidad.

Al hacer la valoración del agua con programación lineal se concluye que al reducir la disponibilidad de agua en el DR 003 Tula, se reduce la superficie sembrada total, así como la superficie de los cultivos menos rentables. Al no haber restricción de

superficies máximas en los cultivos, el padrón óptimo elige aquellos cultivos de mayor valor como son coliflor y alfalfa. Sin embargo, hay restricción en la superficie sembrada debido a la calidad del agua, aunque el precio sombra sea mayor en los cultivos de coliflor, brócoli, calabacita y chile.

Ante escenarios de escasez, el costo de oportunidad de utilizar una unidad adicional de agua es mayor. Aun así, las cuotas que pagan los agricultores del DR 003 Tula son menores a los precios sombra o al valor económico por unidad de agua obtenidos en los diferentes escenarios, es decir, no reflejan el verdadero valor del recurso. Por lo que, se recomienda que las cuotas que pagan los productores se incrementen gradualmente, sobre todo, en los cultivos más rentables y de mayor demanda de agua.

Al incrementar la escasez en los escenarios, el valor del agua mediante el uso del precio sombra, es indicativo de como mejoraría la solución óptima si se dispusiera una unidad extra de este recurso. El MPL puede determinar que tanto pudiera incrementar el valor en el recurso escaso, pues cuando este es abundante, el precio sombra tiende a cero y cuando escasea, comienza a incrementar su valor. Lo mismo ocurre con el costo reducido para cada actividad de producción, lo que indica que se debería mejorar el precio de mercado del cultivo o reducir sus costos variables, a fin de que las actividades no seleccionadas en la función objetivo pudieran ser producidas.

Desde el punto de vista de la política económica de México, los MPL pueden ser una herramienta valiosa para la determinación del valor del agua, y de esta forma establecer cuotas que limiten su uso, y se siembren los cultivos que se consideren factibles a ser producidos con los recursos con que se cuentan.

Queda mucho por investigar para hacer mas propuestas hacia la reutilización de aguas residuales, sobre todo para hacer frente los objetivos desafiantes de una población en crecimiento y una reducción en la disponibilidad de agua. Sin embargo, este documento nos acerca a entender la importancia del agua residual en el Valle del Mezquital.