



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Reutilización de Aguas Residuales para el Riego de Cultivos  
Forrajeros como Practica Ambiental: Revisión Sistemática**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL  
DE INGENIERO AMBIENTAL

**AUTORES:**

Condori Huamán Stefani Michel (ORCID: 0000-0002-6279-7081)

Veleto Barra Jessica Milagros (ORCID: 0000-0002-7285-1686)

**ASESOR:**

Dr. Espinoza Farfán, Eduardo Ronald (ORCID: 0000-0003-4418-7009)

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:**

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LIMA – PERÚ

2021

## **Dedicatoria**

A Dios, por darnos la vida y estar siempre con nosotras, guiándonos a forjar nuestro camino. A nuestra familia quienes son nuestro motor e inspiración. A todas las personas que nos han acompañado en esta aportada formación tanto profesional como ser humano

## **Agradecimiento**

A Dios por permitirnos haber llegado en este momento importante en nuestra formación profesional. A nuestra familia por su consejos y sabiduría. A nuestro asesor el Dr. Eduardo Ronald Espinoza Farfan por el apoyo constante en su asesoría y conocimientos, por sus valiosos consejos y colaboración

## Índice de contenidos

Caratula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de Contenidos	iv
Índice de tablas	vi
Índice de Figuras	vii
Resumen	viii
Abstract	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	5
III. METODOLOGÍA	18
3.1. Tipo y Diseño de Investigación	18
3.2. Categorías, subcategorías y matriz de categorización apriorística	19
3.3. Escenario de estudio	21
3.4. Participantes	21
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	21
3.6. Procedimientos	22
3.7. Rigor científico	24
3.8. Método de Análisis de Datos	24
3.9. Aspectos éticos	25
IV. RESULTADOS	26
4.1. Implicancia del componente social en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería	26
4.2. Implicancia del componente económico en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería	34
4.3. Componentes ambientales que se ven beneficiados por la práctica sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería	43

V.	CONCLUSIONES	61
VI.	RECOMENDACIONES	63
VII.	REFERENCIAS	65

## Índice de tablas

<b>Tabla Nº 1.</b>	Matriz apriorística	20
<b>Tabla Nº 2.</b>	Categorías de documentos examinados y distribución de sus bases de datos	25
<b>Tabla Nº 3.</b>	La concentración de N, P, K, SAT, TDS, DQO, DBO y $\text{SO}_4^{-2}$ se produce en agua de diferentes sectores	28
<b>Tabla Nº 4.</b>	Nivel de aceptación de la reutilización de aguas residuales tratadas con fines agrícolas, por regiones	31
<b>Tabla Nº 5.</b>	Impacto de la reutilización de aguas residuales en la calidad de los cultivos reportados en la literatura	39
<b>Tabla Nº 6.</b>	Implicación del cambio climático en la reutilización de aguas residuales para la producción de forraje	50
<b>Tabla Nº 7.</b>	Resultados de la acumulación de metales pesados en diferentes estudios	55

## Índice de Figuras

<b>Figura N° 1.</b>	Distribución de los cultivos forrajeros investigados y de las categorías de nivel de tratamiento de aguas residuales en la bibliografía reunida	28
<b>Figura N° 2.</b>	Agua gris, azul y huella de carbono resultantes de diferentes niveles de tratamiento y aplicaciones de reutilización	35
<b>Figura N° 3.</b>	Energía necesaria para producir, envasar, transportar y aplicar 1 kg de abonos N, P y K. Adaptado de (Parmenter y Gellings 2017)	45
<b>Figura N° 4.</b>	Repercusiones de la fertiirrigación de aguas residuales en el nexo agua-suelo y en el nexo agua-energía en términos de potencial de calentamiento global	46

## Resumen

El rápido crecimiento de la población generará una intensificación de las actividades agrícolas que actualmente utilizan la mayor parte de las extracciones mundiales de agua dulce, lo que acentúa no solo el sector del agua, sino también el sector energético debido al aumento de la demanda de fertilizantes comerciales intensivos en energía. La producción mundial de fertilizantes, además de la disminución de las reservas mundiales de fósforo, puede tener dificultades para mantener esta creciente demanda con las capacidades actuales. Como parte del desarrollo sostenible, los agricultores deberán adoptar recursos alternativos que equilibren el medio ambiente, la economía y la sociedad. La reutilización de aguas residuales representa una oportunidad para este desafío, ya que puede aliviar el estrés sobre los escasos recursos hídricos y contribuir a las economías circulares. Además, contiene cantidades relativamente altas de nutrientes que pueden sustituir parte de los requerimientos de fertilización. En la literatura, la reutilización de aguas residuales con fines agrícolas obtuvo tasas de aceptación relativamente altas entre las poblaciones, especialmente para cultivos forrajeros. Esta revisión reúne todos los estudios que han investigado la reutilización de aguas residuales en la alimentación animal en crecimiento. Detalla los hallazgos basados en las dimensiones social, ambiental y económica de la sostenibilidad. Esta revisión proporciona una base para futuros sistemas de fertirrigación, ya que reúne todas las herramientas necesarias para realizar una evaluación integral de la práctica. Entre las investigaciones interesantes cabe mencionar la necesidad de investigar la preocupación de los agricultores por la actitud de los consumidores, que al parecer les impide adoptar nuevas tecnologías a pesar de la mejora de sus cosechas. Además, vale la pena investigar los beneficios ambientales generales asociados con la fertirrigación de aguas residuales en el agua-suelo y en el nexo agua-energía, en términos de potencial de calentamiento global, ya que los ahorros de huella de carbono reportados en la literatura están infravalorados.

**Palabras clave:** Aguas residuales, Alimentación del ganado, Economía circular, Fertirrigación, Triple resultado final



## Abstract

Rapid population growth will lead to an intensification of agricultural activities that currently use most of the world's freshwater extractions, accentuating not only the water sector, but also the energy sector due to the increased demand for energy-intensive commercial fertilizers. Global fertilizer production, in addition to the decline in world phosphorus reserves, may find it difficult to maintain this growing demand with current capacities. As part of sustainable development, farmers must adopt alternative resources that balance the environment, the economy and society. Reuse of wastewater represents an opportunity for this challenge, as it can relieve stress on scarce water resources and contribute to circular economies. In addition, it contains relatively high amounts of nutrients that can replace some of the fertilization requirements. In the literature, the reuse of wastewater for agricultural purposes obtained relatively high acceptance rates among populations, especially for fodder crops. This review brings together all studies that have investigated the reuse of wastewater in growing animal feed. It details the findings based on the social, environmental, and economic dimensions of sustainability. This review provides a basis for future fertirrigation systems, as it brings together all the necessary tools to carry out a comprehensive evaluation of the practice. Interesting research includes the need to investigate farmers' concerns about consumer attitudes, which appear to prevent them from adopting new technologies despite improved harvests. In addition, it is worth investigating the overall environmental benefits associated with wastewater fertirrigation in water-soil and the water-energy nexus, in terms of global warming potential, because the carbon footprint savings reported in the literature are undervalued.

**Keywords:** Wastewater, Livestock feed, Fertigation, Triple bottom line, Circular economy

## I. INTRODUCCIÓN

Dado que se espera que la población mundial aumente en 2000 millones para 2050, el sistema alimentario mundial tendrá que hacer frente a este aumento duplicando la producción para mantener la demanda y mejorar la calidad de vida. Esta intensificación de los sistemas y actividades agrícolas pondrá a prueba los recursos de agua dulce. Por lo general, la agricultura local que utiliza el riego mejora la seguridad alimentaria y la resistencia de un país a las interrupciones del comercio. No obstante, puede representar una amenaza para los recursos de agua dulce, especialmente en países con escasez de agua debido a la extracción excesiva de las reservas de agua subterránea. En 2005, más del 70% de las extracciones mundiales de agua se destinaron a actividades agrícolas (FAO 2016). Dicho esto, la creciente demanda de productos alimenticios y la competencia emergente por los recursos hídricos amenazan la sostenibilidad y la resiliencia del sector agrícola, y han llevado a los investigadores a investigar nuevas técnicas para optimizar el uso del agua dentro de los sistemas agrícolas, como la fertilización con CO<sub>2</sub> (Ghiat et al. 2020). Además, la actual capacidad mundial de producción de fertilizantes no puede satisfacer la creciente demanda, que se ha multiplicado por seis en los últimos 50 años y continúa expandiéndose junto con las tierras dedicadas al cultivo (Chojnacka et al. 2020). Por esta razón, los gobiernos deberán adoptar recursos hídricos sostenibles alternativos que cumplan con los objetivos sociales, económicos y ambientales dentro del desarrollo sostenible. La reutilización de aguas residuales para actividades agrícolas representa una oportunidad para aliviar el estrés en los recursos hídricos, así como en la fertilización convencional. La transición a la fertiirrigación de aguas residuales tratadas representa un paso hacia el logro de una producción agrícola sostenible, al tiempo que alivia la presión no sólo sobre el sector del agua, pero también en los sectores de la energía y la alimentación, ya que la reutilización representa una oportunidad para reducir la demanda de fertilizantes comerciales de gran consumo de energía y del suministro de agua convencional, que también puede tener una elevada energía incorporada, y para mejorar el

rendimiento de los cultivos. De hecho, las aguas residuales, diluidas o tratadas, tienen una concentración de nutrientes mayor que los recursos hídricos convencionales. Los recursos hídricos producidos de diferentes sectores se caracterizan por diferentes propiedades químicas. Lahlou y col. (2020a) recopiló los datos de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), sólidos suspendidos totales (TSS), sólidos disueltos totales (TDS), demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO) y contenido de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en el agua producida de 12 industrias diferentes y de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. Estas concentraciones de contaminantes pueden variar incluso dentro del mismo sector dependiendo de varios parámetros, como la eficiencia del uso del agua, sin embargo, estos valores indican el contenido potencial de nutrientes y la contaminación de estos recursos. Aunque no siempre es posible cumplir con el requisito de fertilización mediante el uso de fertirrigación con aguas residuales tratadas, la práctica puede al menos sustituir una parte de la demanda de fertilizantes comerciales (Da Fonseca et al. 2007).

Las revisiones existentes dentro de este tema han abordado la reutilización de aguas residuales con fines agrícolas desde una perspectiva de viabilidad. Por ejemplo, Pedrero et al. (2020) revisó las oportunidades y desafíos de mantener la producción de aceite de oliva en la región mediterránea utilizando aguas residuales tratadas. Como parte de su revisión, los autores investigaron la fertirrigación de olivos utilizando diferentes fuentes de aguas residuales, incluidas las municipales, agroindustriales y textiles, y los hallazgos detallados relacionados con el impacto de la fertirrigación en la calidad general del suelo y del producto. Poustie y col. (2020) revisó el crecimiento de cultivos alimentarios inducido por el riego utilizando aguas residuales tratadas. El estudio se centró en los hallazgos sobre la exposición de los cultivos y el suelo al nitrógeno, fósforo, xenobióticos y nanopartículas. Chauhan y Kumar (2020) presentaron riesgos potenciales y recomendaciones para una reutilización segura. Del mismo modo, Chojnacka et al. (2020) discutieron la transición del riego tradicional a la fertirrigación de aguas residuales regeneradas. Los autores destacaron los

beneficios y los posibles desafíos de la práctica. Alternativamente, Radingoana et al. (2020) revisó el aspecto socioambiental de la reutilización. Los dos estudios revisaron las actitudes del público relacionadas con la reutilización de aguas residuales para riego. Radingoana et al. (2020) se centraron en las aguas grises, mientras que Hamilton et al. (2007) abordaron todas las fuentes de aguas residuales, no incluyeron los parámetros que influyen en la aceptación. Por cierto, Hamilton et al. (2007) destacaron los desafíos ambientales que surgen de la reutilización de aguas residuales considerando algunos parámetros y no incluyeron el potencial de calentamiento global y la huella hídrica. Evidentemente, ningún estudio previo ha analizado la reutilización sostenible de aguas residuales tratadas desde una perspectiva socioeconómica y económica.

La producción ganadera es un gran contribuyente al Potencial de Calentamiento Global (PCG) y usuario de la tierra, especialmente en las regiones áridas (Al-Ansari et al. 2015). De hecho, más del 33% de las tierras de cultivo se dedican al cultivo de forrajes para animales (Waitrose & Partners 2018). También se estima que el 26% de la tierra libre de hielo del planeta está dedicada al pastoreo (Waitrose & Partners 2018). El forraje verde también es un gran consumidor de recursos hídricos. De hecho, el 29% del agua utilizada en la agricultura se destina a la producción ganadera, de la cual la mayor parte se destina al cultivo de piensos (Al-Ansari et al. 2015). Se determina que se requiere un promedio de 85 L de agua para producir tan solo 1 kg de forraje, a diferencia de la producción de hortalizas que requiere tan solo 43 L de agua por kg (Hoekstra y Mekonnen 2012). La producción de alimentos para el ganado no sólo reduce la disponibilidad regional de agua, sino que también contribuye ampliamente a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), ya que requiere grandes cantidades de fertilizantes químicos para mantener la producción mundial, que supera los 1.000 millones de toneladas anuales (FAO y IFIF 2018). Como tal, el objetivo de este estudio es revisar toda la literatura existente que ha investigado el riego de alimentos para animales utilizando aguas residuales

tratadas o crudas. Reúne los diferentes parámetros y herramientas que deben considerarse para evaluar la sostenibilidad de la práctica.

Siendo así, el problema general de la investigación fue ¿Cómo es posible la reutilización de aguas residuales para el riego cultivos forrajeros como práctica sostenible? Específicamente, se abordan las siguientes preguntas de investigación:

- **PE1:** ¿Cómo el componente social está implicado en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros?
- **PE2:** ¿Cómo el componente económico está implicado en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros?
- **PE3:** ¿A qué componentes ambientales contribuye la práctica sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros?

El objetivo general fue Evaluar la sostenibilidad en la práctica ambiental de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros. Los objetivos específicos fueron los siguientes:

- **OE1:** Analizar la implicancia del componente social en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros.
- **OE2:** Examinar la implicancia del componente en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros.
- **OE3:** Identificar los componentes ambientales que se ven beneficiados por la práctica sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros.

## II. MARCO TEÓRICO

Bajo la consideración de los significados subjetivos y la comprensión del contexto donde ocurre el fenómeno (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p.4). El enfoque cualitativo especifica las relaciones entre estos conceptos, con el propósito de explicarlos y predecirlos (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p.119), ello mediante el desarrollo de preguntas antes, durante o después de la recolección y análisis de los datos. Es por ello por lo que a continuación se presentan los antecedentes más relevantes respecto a la reutilización de aguas residuales para el riego en la ganadería como práctica ambiental sostenible.

Lahlou et al., (2020) en su investigación identificaron la asignación óptima de 13 fuentes de aguas residuales tratadas para ser utilizadas en el cultivo de alfalfa, logrando reducciones en la huella de aguas grises, energía para el transporte y huella de carbono. Utilizando un enfoque de nexo energía-agua-alimentos. Las fuentes de aguas residuales tratadas se asignaron de acuerdo con su contenido de nitrógeno, fósforo y potasio para cumplir con los requisitos de alfalfa respetando los estándares del agua de riego. Los resultados demuestran que las aguas residuales tratadas proporcionan de manera óptima los requisitos de agua y nutrientes para ambas granjas. La huella de aguas grises, la energía para el transporte y la huella de carbono asociadas con el crecimiento de 1 tonelada de alfalfa fueron de  $-917 \text{ m}^3$ , 70 kWh y  $-34\text{kg-Co}_2, \text{eq}$  para la granja Er-rakhiya, y  $-1.770\text{m}^3$ , 68 kWh y  $-18\text{kg-Co}_2, \text{eq}$  para la granja Wadi Al Araig. Concluyen que teniendo en cuenta su gran infraestructura industrial y el uso de agua municipal, las aguas residuales tratadas con contenido nutricional variable pueden aliviar el estrés en los recursos de agua subterránea y mejorar la producción de alimentos.

Lal et al. (2020) evaluaron el balance de carbono en la biomasa vegetal y los suelos en un experimento de 8 años en el que los sistemas de producción de granos alimenticios (FGPS), forrajes (FPS), vegetales (VPS) y agroforestales (AFS) se regaron con aguas residuales (AG) o aguas

subterráneas (AS), junto con la aplicación de dosis variables de N y P (25-100% de la recomendada). La acumulación de carbono orgánico del suelo (COS) fue del 41 al 69% de la agregada a través del AR. El incremento anual máximo en COS ocurrió con AFS (1,59 Mg ha<sup>-1</sup>) seguido de FPS (1,13 Mg ha<sup>-1</sup>), VPS (0,89 Mg ha<sup>-1</sup>) y FGPS (0,77 Mg ha<sup>-1</sup>). Las existencias totales de carbono acumuladas en los suelos y la biomasa vegetal, en términos de equivalencia de CO<sub>2</sub>, fueron 33,4–39,8, 41,4–45,7, 35,6–41,6 y 14,5–18,4 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para FGPS, AGFS, FPS y VPS, respectivamente, mientras que los acumulados con 50-75% NP bajo riego AR fueron similares a fertilizantes 100% NP bajo AS. Estos fueron iguales a los GEI liberados diariamente durante el tratamiento convencional de 0,42 a 1,06, 0,50 a 1,24, 0,44 a 1,09 y 0,20 a 0,48 millones de litros de aguas residuales. Concluyen que durante el tratamiento convencional de aguas residuales se emiten grandes volúmenes de gases de efecto invernadero (GEI). Por otro lado, la reutilización de aguas residuales puede mejorar la producción de biomasa, mejorar el secuestro de carbono del suelo y el equilibrio de carbono.

Pham et al. (2018) llevaron a cabo un experimento a escala de banco para cultivar arroz para alimentación animal con riego continuo de aguas residuales municipales tratadas (TWW) en seis condiciones diferentes para examinar la eliminación de nitrógeno de las TWW, el rendimiento y la calidad del arroz cosechado y la acumulación de metales pesados en el suelo. También se instaló un sistema de pila de combustible microbiana (MFC) que comprendió electrodos de fieltro de grafito para generar electricidad en el campo de arroz. El mayor rendimiento de arroz (9,0 ton / ha), masa seca (12,4 ton / ha) y contenido de proteína (13,1%), un nutriente importante en la alimentación animal, se obtuvieron cuando un riego de abajo hacia arriba (TWW se suministró a la tubería de desagüe) se aplicó al caudal más alto. El riego de abajo hacia arriba logró una remoción de nitrógeno del 79 al 91% en TWW, que fue mucho más alto que el riego de arriba hacia arriba (58%). No se encontró acumulación de metales pesados en los suelos experimentales y las concentraciones de metales pesados en el arroz

integral fueron más bajas que los niveles permitidos de los estándares actuales.

Pham et al. (2019) con el fin de obtener un alto rendimiento y calidad de arroz para la alimentación animal sin fertilizantes sintéticos, realizaron un experimento con un aparato a escala de banco aplicando riego continuo con aguas residuales municipales tratadas (TWW). Se trasplantaron plántulas de arroz uniformes de una variedad de alto rendimiento (*Oryza sativa* L., cv. Bekoaoba) en cinco tratamientos para examinar diferentes direcciones de riego TWW (riego "de abajo hacia arriba" y "de arriba hacia abajo") y fertilización prácticas (con y sin fertilizantes sintéticos P), así como un control que simuló el manejo del riego y la fertilización de los arrozales normales. El mayor rendimiento de arroz ( $14,1 \text{ t ha}^{-1}$ ), brote de masa seca ( $12,9 \text{ t ha}^{-1}$ ), y el contenido de proteína en el arroz integral (14,6%) se logró mediante riego de abajo hacia arriba, aunque no se aplicaron fertilizantes sintéticos. Además, este sistema de riego subterráneo podría contribuir a la protección ambiental al eliminar del 85 al 90% del nitrógeno de los TWW de manera más eficaz que el riego de arriba a arriba, que mostró una eficiencia de eliminación de aproximadamente el 63%.

Watanabe et al. (2017) en su estudio tuvieron como objetivo mejorar el rendimiento del sistema de cultivo de arroz para alimentación animal con riego circulante de aguas residuales municipales tratadas mediante la aplicación de una mayor cantidad de aguas residuales, así como la adición de una celda de combustible microbiana (MFC) al sistema. Los resultados de los experimentos a escala de banco indicaron que esta modificación aumentó el rendimiento del arroz. Además, una evaluación del contenido de proteínas del arroz cosechado mostró que el valor del arroz como forraje para animales mejoró. En comparación con el riego unidireccional normal, el riego por circulación mejoró significativamente el crecimiento de las plantas y la producción de arroz. La dirección del riego (de abajo hacia arriba o de arriba hacia abajo) en la capa del suelo no tuvo un efecto significativo. Este sistema modificado demostró > 96% para la eliminación de nitrógeno de las



aguas residuales tratadas que se utilizan para el riego, y aproximadamente el 40% del nitrógeno se utiliza para el crecimiento de la planta de arroz. El MFC instalado en el sistema facilitó la generación de energía comparable a la reportada para los arrozales normales.

Parmar et al. (2017) cuya investigación se llevó a cabo para examinar el efecto del agua de efluentes lácteos en combinación con FYM @ 5 t ha<sup>-1</sup>, yeso @1 t ha<sup>-1</sup> y lodos de aguas residuales @ 3 t ha<sup>-1</sup> sobre el rendimiento, el contenido de nutrientes y la absorción por secuencia de ricino y sorgo, así como las propiedades fisicoquímicas del suelo. Los resultados revelaron un efecto notable en el rendimiento y la absorción de nutrientes por cultivo con agua de efluentes lácteos tratada primaria cuando se combina con FYM y yeso. La aplicación de FYM @ 5 t ha<sup>-1</sup> o yeso @ 1 t ha<sup>-1</sup> en el suelo aumentó el rendimiento, el contenido de nutrientes y la absorción por el ricino, así como el éxito de cultivos de sorgo forrajero, cuando se aplicó con tubo, así como el agua efluente tratada. Se siguió trabajando para estudiar la eficacia e idoneidad de los efluentes lácteos en las propiedades del suelo después de la cosecha del cultivo. La aplicación de aguas residuales tratadas por sí sola aumentó la CE y redujo la disponibilidad de nutrientes (N, P, K, S), mientras que la combinación con FYM mejoró la fertilidad del suelo.

Mcheik et al. (2017) en su estudio presentaron los resultados de escenarios en los que se utilizaron aguas residuales municipales con tratamiento secundario para el riego de uvas de mesa en la región de Ablah, el valle de Bekaa en el Líbano y el riego de cultivos forrajeros (arveja y cebada) en la región de Ramtha en Jordania. En el Líbano, llevaron a cabo experimentos para evaluar la respuesta de las uvas de mesa irrigadas por goteo cultivadas bajo dos regímenes de calidad del agua (agua dulce (FW) y aguas residuales tratadas (TW) y dos niveles de agua (100% de evapotranspiración (ETc) y 75% de ETc). Durante su estancia en Jordania, realizaron experimentos para evaluar la respuesta de cultivos forrajeros regados por goteo considerando 4 niveles de riego (Q1: Secano; Q2: 80% de ETc; Q3: 100% de ETc; Q4: 120% de ETc) y tres patrones de cultivo (C1: cebada 100%; C2: arveja 100%;

C3: mezcla 50% cebada y 50% arveja). Basado en los componentes de producción y calidad. Las uvas de mesa se cultivaron con éxito en parcelas que se suministran con TW. Los cultivos forrajeros se cultivaron con éxito utilizando TW con un aumento notable en la producción de biomasa y rendimiento de grano para los tratamientos de riego.

Morera et al. (2016) en su estudio presentan la adopción de la Evaluación de la huella hídrica Metodología para evaluar el consumo de recursos hídricos en las EDAR considerando los HF azules y grises. La utilidad de la metodología propuesta para evaluar el impacto ambiental y los beneficios de la descarga de una EDAR a un río se ilustra con una EDAR real, que trata 4.000 m, utilizando tres escenarios: sin tratamiento, tratamiento secundario y remoción de fósforo. Se logró una reducción de la huella hídrica en 51,5% y 72,4% mediante tratamiento secundario y remoción química de fósforo, respectivamente, para cumplir con los límites legales. Estos resultados indican que al tratar las aguas residuales, hay una gran disminución en la huella hídrica gris en comparación con el escenario sin tratamiento; sin embargo, existe una pequeña huella hídrica azul.

Matheyarasu et al. (2016) en su estudio utilizaron aguas residuales de un matadero para el riego de las plantas a tasas de 50 y 100% de la capacidad de campo (FC). Las aguas residuales del matadero contenían 186 mg / L de N y 30,4 mg / L de P. Se utilizaron cuatro especies de cultivos sin que ningún cultivo sirviera de control. Las muestras de gas recolectadas se inyectaron en un dispositivo de cromatografía de gases inmediatamente después de cada muestreo para analizar la concentración de N<sub>2</sub>O de diferentes tratamientos. Se comparó la emisión total de N<sub>2</sub>O para todos los cultivos bajo dos tasas de tratamiento de aguas residuales de matadero diferentes (50 y 100% FC) y bajo 100% CF (riego de aguas residuales), entre las cuatro especies cultivadas en el suelo regado por aguas residuales del matadero, *Medicago sativa* (23 mg / maceta), *Sinapis alba* (21 mg / maceta), *Zea mays* (20 mg / maceta) y *Helianthus annuus* (20 mg / maceta) mostró una mayor emisión de N<sub>2</sub>O en comparación con los tratamientos al 50%: *M. sativa* (17

mg / maceta), S. alba (17 mg / maceta), Z. mays (18 mg / maceta) y H. annuus (18 mg / bote). Se observaron tendencias similares de flujo de emisión de N<sub>2</sub>O entre el período de riego (período de 4 semanas) para 50% FC y 100% FC. Por lo tanto, es importante examinar los efectos del riego con aguas residuales de los mataderos en el suelo para determinar el potencial de emisión de N<sub>2</sub>O.

Al-Ansari et al. (2015) en su investigación cuyo objetivo fue presentar una evaluación integrada del ciclo de vida de la energía, el agua y los alimentos (EWF) mediante una herramienta que integra los recursos de EWF en un modelo con una resolución adecuada. La herramienta de modelado de nexus desarrollada fue capaz de proporcionar una evaluación ambiental para los sistemas de producción de alimentos utilizando un enfoque de sistemas holísticos como lo describe una serie de subsistemas que constituyen cada uno de los recursos de EWF. Un estudio de caso ambientado en Qatar y caracterizado por un subsistema agrícola, que incluye la producción y aplicación de fertilizantes y la cría de ganado, un subsistema hídrico representado por procesos de desalinización mecánica y térmica y un subsistema energético, que incluye Combustible fósil en forma de gas natural de ciclo combinado. La producción de energía basada en energía solar renovable se utilizó para ilustrar la función del modelo. Para el sistema nexus analizado, se demuestra que el sistema alimentario es el mayor contribuyente al calentamiento global. Los GEI se pudieron reducir hasta en un 30% mediante la utilización de energía solar para sustituir los combustibles fósiles, lo que, sin embargo, conlleva un requisito importante para la inversión en tierras.

En el Valle del Mezquital, más de 90 000 ha se riegan con aguas residuales de la Ciudad de México y aumentan las emisiones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O sigue cada inundación, González-Méndez et al. (2015) midieron las emisiones de estos dos gases de un campo regado periódicamente con aguas residuales y bajo tres cultivos, a saber, alfalfa, centeno y maíz, utilizando cámaras estáticas durante 21 meses. También midieron las emisiones de un campo que cultiva

maíz de secano antes y poco después de dos eventos de lluvia. Las emisiones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O aumentaron rápidamente en respuesta al riego por inundación con picos de hasta 448 mg C m<sup>-2</sup> hora<sup>-1</sup> para CO<sub>2</sub> y 2,98 mg N m<sup>-2</sup> hora<sup>-1</sup> para N<sub>2</sub>O en maíz. Las emisiones alcanzaron su punto máximo en eventos de riego particulares, ya sea cuando el agua infiltrada reemplazó el gas de los poros llenos de aire o varios días después del riego, ya que se mineralizaron el exceso de nitrógeno y las fuentes frescas de carbono. Los procesos que operaron durante los pocos días durante e inmediatamente después del riego parecieron determinar la dinámica de la producción gaseosa en este ecosistema agrícola.

Con el fin de posibilitar la determinación del grado en que se explica el problema científico a investigar y el grado en que no (Matos y Matos 2010, pag.7), a continuación se describen las teorías y las bases conceptuales que sientan las bases de la investigación:

A medida que la demanda de servicios y productos sigue aumentando a la luz del rápido crecimiento de la población, la cuestión de la seguridad de la energía, el agua y los alimentos adquiere una importancia cada vez mayor. Los sistemas que representan los tres recursos están intrínsecamente conectados y, como tales, existe la necesidad de desarrollar herramientas de evaluación que consideren sus interdependencias. Específicamente al evaluar el desempeño ambiental de un sistema de producción de alimentos, es necesario comprender su ciclo de vida. (Al-Ansari et al. 2015)

La humedad del suelo y el nivel de materia orgánica afectan la respiración del suelo y las actividades microbianas, que a su vez impactan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Poustie et al. 2020). El riego con aguas residuales agrega compuestos lábiles de carbono y nitrógeno al suelo y, cuando se aplica por inundación, cambia rápidamente la atmósfera del suelo y el potencial redox. (González-Méndez et al. 2015)

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) desempeñan un papel importante dentro del ciclo del agua urbana en la protección de las aguas receptoras de las descargas no tratadas. Sin embargo, los procesos de las EDAR también afectan al medio ambiente. La evaluación del ciclo de vida se ha utilizado tradicionalmente para evaluar el impacto de las descargas directas de las EDAR y las emisiones indirectas relacionadas con la producción de energía o productos químicos. La huella hídrica puede aportar información complementaria para evaluar el impacto de una EDAR en cuanto al uso de agua dulce. (Morera et al. 2016)

En los hogares, las industrias y la agricultura se generan diariamente enormes volúmenes de aguas residuales, el volumen de aguas residuales representa entre el 50 % y el 80 % de los usos domésticos del agua (Hussain et al. 2019) y el vertido mundial de aguas residuales se estimó en 400000 millones de m<sup>3</sup>/año, contaminando aproximadamente 5500 millones de m<sup>3</sup> de agua/año, como se informó anteriormente (Zhang y Shen 2019). Las aguas residuales consisten generalmente en un 99% de agua y un 1% de sólidos en suspensión, coloidales y disueltos (Hanjra et al. 2012).

Es bien sabido que las aguas residuales, dependiendo de su fuente, están cargadas de contaminantes tales como materia orgánica, sólidos en suspensión, nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), metales pesados, contaminantes emergentes (antibióticos, hormonas, productos para el cuidado personal, plaguicidas, hidrocarburos aromáticos policíclicos, compuestos fenólicos, compuestos orgánicos volátiles, bacterias y genes resistentes a los antibióticos) y microorganismos patógenos (bacterias, virus, protozoos y gusanos parásitos). (Ungureanu, Vlăduț y Voicu 2020)

Las aguas residuales tienen un importante contenido de nutrientes y, por tanto, un alto potencial de uso en el riego agrícola, ya que suministran carbono orgánico, nutrientes y micronutrientes inorgánicos a los cultivos (European Commission 2017). Muchos estudios enfatizan la utilidad de las aguas residuales y especialmente de las aguas tratadas para el riego de

cultivos, en términos de beneficios expresados por el aumento de la productividad de los cultivos (Maaß y Grundmann 2018) debido al alto contenido de nutrientes en estas aguas. Jang et al. (Jang et al. 2013) informaron de un aumento del 15% en la productividad del arroz y Emongor et al. (Emongor, Macheng y Kefilwe 2012) obtuvieron un aumento del 114,9% en el tomate regado con aguas residuales.

La reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos agrícolas es una acción impulsada en función de las necesidades del sector agrícola y que puede contribuir a la promoción de la economía circular mediante la recuperación de nutrientes del agua regenerada y su aplicación a los cultivos mediante diferentes métodos de fertirrigación (Ungureanu, Vlăduț y Voicu 2020). La reutilización de aguas residuales en el riego se practica a menudo en países de bajos ingresos, áridos y semiáridos donde la evapotranspiración supera las precipitaciones durante la mayor parte del año (Bedbabis et al. 2014). La disponibilidad de aguas residuales en las comunidades cercanas aumenta la selección de cultivos que los agricultores pueden cultivar. En la literatura, hay numerosos estudios experimentales en los que las aguas residuales se han utilizado con éxito para el riego de diversos cultivos agrícolas. (Ungureanu, Vlăduț y Voicu 2020)

Debido a sus múltiples beneficios, esta práctica está ganando mayor aceptación en muchas partes del mundo, aunque la población más joven, que tiene acceso a la educación y a fuentes de información sobre los beneficios de reutilizar las aguas residuales como agua de riego, tiene una actitud positiva hacia esta práctica, la población de más edad sigue siendo reacia a aceptar el consumo de alimentos procedentes de cultivos regados con aguas residuales (Zopounidis et al. 2014). Algunas de las ventajas que ofrece la capitalización de las aguas residuales (tratadas, parcialmente tratadas o diluidas) en la agricultura son las siguientes: alto contenido de nutrientes que pueden reducir el uso de fertilizantes químicos, aumentando la productividad en suelos menos fértiles, reduciendo el daño a los ecosistemas de agua dulce asociados con la eutrofización y las floraciones

de algas, etc. (Ungureanu y Vladut 2018). Aunque los beneficios del uso de aguas residuales en la agricultura son múltiples, también hay varias desventajas de esta práctica, incluyendo diversas enfermedades en los agricultores y consumidores de alimentos de aguas residuales de cultivos de regadío; acumulación de metales pesados, sales, antibióticos, hormonas de crecimiento y otras sustancias peligrosas en el suelo; baja conductividad hidráulica debido a la obstrucción de los poros del suelo con sólidos en suspensión de las aguas residuales; disminución de la calidad de los cultivos agrícolas, porque acumularán los contaminantes transferidos de las aguas residuales al suelo, etc. (Ungureanu, Vlăduț y Voicu 2020)

Un informe de Global Water Intelligence (2010) menciona que 7.100 millones de m<sup>3</sup>/año (el 5% de las aguas residuales tratadas y el 0,18% del consumo de agua) se reutilizaron para riego (alrededor del 50%) y aplicaciones industriales (alrededor del 20%). Al menos 20 millones de hectáreas en 50 países (10% del total de tierras de regadío, que es 17% del total de tierras cultivables) son regadas con aguas residuales no tratadas, parcialmente tratadas o diluidas en todo el mundo. Del consumo mundial de agua para la agricultura (70% de las extracciones), el riego con aguas residuales recuperadas representa sólo el 1% y esta práctica agrícola se aplica en 525.000 hectáreas de tierras agrícolas. (Asano y Jimenez 2018)

Aunque los gobiernos y las entidades oficiales de todo el mundo alientan la reutilización de las aguas residuales tratadas para el riego de cultivos agrícolas, sólo unos pocos países con un nivel de ingresos más alto han aplicado diferentes normas o directivas sobre parámetros químicos y biológicos de las aguas residuales tratadas para proteger la salud humana y el medio ambiente cuando se utilicen en la agricultura (Ungureanu y Vladut 2018). Los países de bajos ingresos no tienen recursos para las plantas de tratamiento de aguas residuales ni capacidad para tratar adecuadamente sus aguas residuales, por lo que a menudo las utilizan como tales, sin más opción que asumir los riesgos derivados de estas prácticas (Ungureanu, Vlăduț y Voicu 2020). Actualmente, en tres de las cuatro ciudades de los

países en desarrollo, los agricultores se ven obligados a utilizar aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas para regar sus cultivos y satisfacer sus necesidades alimentarias (Drechsel et al. 2006). Se estima que en 2035, más de 5.500 millones de personas vivirán en áreas sin sistemas de alcantarillado (Loutfy 2010), y si correlacionamos con el déficit de agua, se espera que en esas áreas, habrá un aumento en la incidencia de enfermedades causadas por el consumo de verduras y frutas de cultivos regados con aguas residuales.

La eliminación de desechos y aguas residuales en la tierra es una fuente importante de emisión de  $N_2O$ . Esto se debe a la presencia de altas concentraciones de nitrógeno (N) y carbono en los desechos (Matheyarasu et al. 2016). Generalmente, parámetros físico-químicos incluyendo demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, nutrientes, turbidez, pH, salinidad (conductividad eléctrica y tasa de absorción de sodio), sólidos en suspensión, metales pesados y parámetros microbiológicos (*Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella*, coliformes fecales, enterococos fecales, huevos de nematodos) se especifican en las directrices relativas a la capitalización de las aguas residuales en la agricultura (Ungureanu, Vlăduț y Voicu 2020). Las regulaciones en varios países imponen diferentes límites para coliformes totales (unidades formadoras de colonias/100 mL), coliformes fecales (unidades formadoras de colonias/100 mL), *Escherichia coli* (unidades formadoras de colonias/100 mL) y huevos de nematodos (número/L), y establecer las categorías de cultivos y/o suelos que pueden regarse con aguas residuales, dependiendo de su calidad. (Ungureanu, Vlăduț y Voicu 2020)

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) son el intento más reciente de la comunidad internacional para movilizar a actores gubernamentales, privados y no gubernamentales a nivel nacional, regional y local para mejorar la calidad de vida de miles de millones de personas en los países desarrollados y en desarrollo. Los objetivos son un plan de acción ambicioso,



desafiante y muy necesario para “las personas, el planeta y la prosperidad” hasta el año 2030. (United Nations 2015)

De los 17 ODS, el sexto objetivo es “garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”. El logro de este objetivo, aunque sea parcialmente, beneficiaría enormemente a la humanidad, dada la importancia del agua limpia para el desarrollo socioeconómico general y la calidad de vida, incluida la protección de la salud y el medio ambiente. (United Nations 2015)

En 2000, los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) tenían como objetivo reducir a la mitad la proporción de la población sin acceso sostenible a agua potable y saneamiento para 2015. Sin embargo, este objetivo no tomó en consideración aspectos de la calidad del agua o la gestión de las aguas residuales, que representó una limitación principal para su logro (Bain et al. 2012). Esta omisión ha sido rectificada en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), donde uno de los objetivos (ODS 6) exige agua limpia y saneamiento para todas las personas garantizando “la disponibilidad y gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos” (Bain et al. 2012). Entre otros aspectos, considera la mejora de la calidad del agua al reducir a la mitad la cantidad de aguas residuales que no se tratan y aumentar el reciclaje y la reutilización segura a nivel mundial. Esto resultará en la disponibilidad de más agua limpia para todos los usos y en un enorme progreso en el saneamiento y la gestión de aguas residuales; esta meta indica inequívocamente la estrecha interrelación entre agua limpia, saneamiento y gestión de aguas residuales, dando a estos dos últimos aspectos la importancia que merecen (Tortajada 2020). Ningún gobierno de ningún asentamiento humano, independientemente de su tamaño, ya sea una megaciudad, ciudad mediana o ciudad grande o pequeña, puede proporcionar agua limpia sin considerar al mismo tiempo el saneamiento y la gestión de aguas residuales; el agua limpia no es, y nunca será posible, si las aguas residuales no se recolectan, tratan y eliminan adecuadamente para los usos previstos. (Tortajada 2020)

Las limitaciones para el suministro de agua potable y saneamiento para todos son complejas y dependen de las decisiones de los actores en todos los niveles del gobierno, el sector privado, las organizaciones no gubernamentales y el público (Tortajada 2020). También están determinadas por políticas de desarrollo amplias que pueden o no priorizar la prestación de estos servicios sobre los planes de acción nacionales y locales a largo plazo que, incluso cuando se formulan correctamente, a menudo no se implementan adecuadamente debido a la planificación a corto plazo, la falta de la capacidad de gestión, financiera y/o de mano de obra y las necesidades de agua de otros sectores, como el energético o el agrícola, sobre los que el sector del agua tiene una voz o un control limitados. (World Health Organisation y UN Water 2019)

### **III. METODOLOGÍA**

#### **3.1. Tipo y Diseño de Investigación**

La revisión sistemática forma parte de la investigación secundaria, la cual parte del estudio de las pruebas disponibles sobre una determinada intervención, con el objeto de responder a cuestiones concretas, siguiendo una metodología explícita y rigurosa. La revisión sistemática se ha convertido así en un diseño de investigación en sí misma en el que las unidades de estudio, en lugar de pacientes o unidades administrativas, son los trabajos originales que se revisan. (Linares-Espinós et al. 2018). Pero siempre debe ser considerada investigación original, ya que claramente utiliza el método científico para la resolución de una duda planteada. (García-Perdomo 2015)

Es una forma de preconcebir categorías, cuya finalidad es verificar teoría más que generar teoría, se basa en el diseño emergente cuyo procedimiento establece desarrollar un esquema fundamentado en una categoría central. (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 539)

Esta investigación cumple con el propósito fundamental de producir conocimiento y teorías, investigación básica (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 29), puesto que responde al propósito de Evaluar la sostenibilidad en la práctica ambiental de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros.

La investigación no experimental es sistemática y empírica en la que las cuestiones en estudio no se manipulan porque ya han sucedido (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 214). Se trata entonces de un diseño descriptivo, puesto que las revisiones cualitativas presentan la evidencia en forma descriptiva y sin análisis estadístico (Aguilera Eguía 2014, p. 359).

Una investigación para Evaluar la sostenibilidad en la práctica ambiental de la reutilización de aguas residuales para el riego de cultivos forrajeros, por

cómo se ha mencionado, como revisión sistemática puede responder preguntas de tratamiento, diagnóstico o pronóstico, donde la diferencia radica principalmente en los estudios primarios que serán incluidos y evaluados (Moreno et al. 2018).

### **3.2. Categorías, Subcategorías y Matriz de Categorización Apriorística**

A continuación se presentan las categorías, subcategorías y la matriz de categorización apriorística.

**Tabla Nº 1. Matriz apriorística**

<b>OBJETIVO GENERAL</b>	<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b>	<b>PROBLEMAS ESPECÍFICOS</b>	<b>CATEGORÍAS</b>	<b>SUBCATEGORÍAS</b>
Evaluar la sostenibilidad en la práctica ambiental de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería	Analizar la implicancia del componente social en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería.	¿Cómo el componente social está implicado en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería?	Componente social-ambiental	Nivel de aceptación Factor prevalente Actitudes de los agricultores
	Examinar la implicancia del componente económico en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería.	¿Cómo el componente económico está implicado en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería?	Componente económico-ambiental	Nivel de aceptación Factor prevalente Impacto en las propiedades del forraje
	Identificar los componentes ambientales que se ven beneficiados por la práctica sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería.	¿A qué componentes ambientales contribuye la práctica sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería?	Componentes ambientales	Cambio climático Uso del agua Remoción de nutrientes

### **3.3. Escenario de Estudio**

Bajo el entendido de que escenario es definido por Cely (1999) como la descripción de un futuro posible y de la forma de alcanzarlo. Las aplicaciones experimentales de las investigaciones analizadas se aplicaron in situ, destacando además su potencialidad de réplica en escenarios similares.

En lo que se refiere al escenario de estudio de la presente investigación, se considera una distribución que abarca un espacio físico sin restricciones, teniendo en cuenta que los distintos tratamientos que hicieron empleo de la reutilización de aguas residuales para el riego de forraje datan de diferentes ambientes en el mundo, e investigadores buscando resolver las problemáticas ambientales típicas de sus regiones.

### **3.4. Participantes**

Para esta revisión se registró en primera instancia un total de 103 fuentes bibliográficas, que por los procedimientos descritos en páginas siguientes, se toman en cuenta para la revisión final un total de 85. En cuanto a la selección sistemática de elementos muestrales. Este procedimiento resulta útil e implica elegir dentro de una población  $N$  un número  $n$  de elementos a partir de un intervalo  $K$ . (Hernández Sampieri & Mendoza Torres, 2018, p. 245).

### **3.5. Técnicas e Instrumentos de Recolección de Datos**

Este estudio reúne artículos de revistas revisadas por pares, además de actas de conferencias y capítulos de libros publicados en inglés que han tratado la reutilización de aguas residuales para la producción de alimentos para animales. Los estudios considerados son los que cubren al menos uno de los tres pilares de la sostenibilidad (social, ambiental y económica). En el caso de los estudios sociales, ningún estudio se dedicó exclusivamente a la reutilización de aguas residuales para regar piensos para el ganado, especialmente para artículos que consideraran la percepción pública. Por

esta razón, las palabras clave utilizadas para obtener estudios sociales fueron generales y se combinaron de la siguiente manera: ((opinión pública, percepción pública, actitud o aceptación) Y (regenerado, reciclado, reutilizado, tratado) y (agua o aguas residuales, aguas grises). Se seleccionaron los estudios que analizaron la reutilización con fines agrícolas. En cuanto al resto de los trabajos, se utilizó la siguiente combinación de palabras clave: (aguas residuales Y (riego o fertiirrigación, agricultura, cultivo) y (alimentación animal, forraje, forraje)). Scopus fue la base de datos utilizada para la búsqueda de artículos. Los documentos seleccionados incluyeron las palabras clave antes mencionadas en su título, resumen o palabras clave.

### **3.6. Procedimientos**

Como en cualquier estudio de investigación, su realización requiere seguir un protocolo que incluyó los siguientes pasos:

- a) Establecimiento de la pregunta que se desea responder y razones para ello: Se estableció de forma lo más clara y concisa posible la pregunta de investigación que se intenta responder.
- b) Cuantificación de los efectos: Se concretó qué medidas se van a utilizar para medir el efecto de interés, en función del tipo de respuesta a estudiar y el diseño de los estudios revisados. Estos descritos en el apartado anterior y el siguiente a este.
- c) Localización de los estudios de investigación: Se realizó una búsqueda exhaustiva, objetiva y reproducible de los trabajos originales sobre el tema, la explicación sobre el análisis de estos datos se detalla en el apartado a continuación.
- d) Criterios de inclusión/exclusión de los estudios: se establecieron cuáles de los trabajos recuperados serán incluidos finalmente en el metaanálisis, elaborando una lista de criterios de inclusión y exclusión. Con el fin de evitar el denominado sesgo de selección, se aplicaron dichos criterios rigurosamente a cada estudio, siendo que esta

evaluación se realizó de forma ciega e independiente por varios evaluadores.

- e) Entre los criterios de selección utilizados en el metaanálisis estuvieron: el tipo de diseño de los trabajos, el tamaño muestral estudiado, la exhaustividad de la información que presentan o la comparabilidad en la definición de los factores de exposición, de las intervenciones y de las respuestas estudiadas.
- f) Búsqueda de información y datos relevantes de cada estudio: En cada uno de los artículos originales analizados, se buscó información de interés referente a las características de los estudios (diseño, criterios de inclusión/exclusión o de selección de casos y controles, periodo de selección, periodo de seguimiento, aleatorización, tipo de intervención, etc.), a las características de la población de estudio, a su calidad metodológica (incluyendo los métodos de análisis estadístico utilizados) y a sus resultados, con especial énfasis a la descripción de las variables del efecto de interés.
- g) Evaluación de la calidad de los estudios incluidos: Junto con la estrategia de búsqueda de información, la calidad metodológica de los artículos revisados significó otro elemento clave a la hora de determinar la validez del metaanálisis.
- h) Combinación de resultados: El método elegido para combinar los resultados de los diferentes estudios en una medida global del efecto fue determinado fundamentalmente por el tipo de respuesta a estudiar (binaria o continua) y, también, por los resultados derivados del análisis de heterogeneidad.
- i) Identificación del sesgo de publicación: Como en cualquier otro estudio, en un metaanálisis se valoró la existencia de posibles sesgos entre los que el sesgo de publicación es uno de los más importantes.
- j) Análisis de sensibilidad: El análisis de sensibilidad permitió estudiar la influencia individual de cada estudio al resultado del metaanálisis y, por lo tanto, determinó si los resultados pueden verse sesgados por estudios con escasa calidad metodológica, trabajos no publicados o que no cumplan estrictamente los criterios de selección, etc.



### **3.7. Rigor científico**

Morse et al. (2002), enfatiza en la confiabilidad y validez como elementos para alcanzar el rigor en la investigación cualitativa; en su concepto, validez (validity) y confiabilidad (reliability) se reemplazan por criterios y estándares de relevancia, impacto y utilidad de la investigación. Los criterios en la investigación cualitativa son más cercanos de verosimilitud y plausibilidad, según plantea Morse.

Quinn (2014) recomienda la indagación de casos negativos, la revisión y chequeo por pares y auditoría; mientras Morse et al. (2002) recomienda el muestreo teórico, la adecuación de la muestra y una actitud analítica activa. La credibilidad de los métodos cualitativos se basa en las habilidades; la competencia y el rigor de la persona hacen el trabajo de campo (Quinn 2014). Ambos enfoques fueron contemplados en esta investigación en respuesta a cumplir con el rigor científico, la consideración de casos negativos y validados se explica en el siguiente apartado.

### **3.8. Método de Análisis de Datos**

La Tabla N° 1 ilustra la distribución de los documentos sobre la base del editor y las categorías. Se reunieron 85 documentos, el primero de los cuales se publicó en 1989 y el más reciente en 2020. El cultivo forrajero más investigado en la literatura recopilada es el arroz seguido por el maíz (Fig. 1). En cuanto al tipo de aguas residuales, mientras que la mayoría de los artículos de la revista no especificaban el nivel de tratamiento, la segunda mayoría se centró en la reutilización de aguas residuales crudas. Las fuentes de aguas residuales investigadas como parte de esta revisión son las aguas residuales, el matadero, la industria textil, la industria del papel y la pulpa y las aguas residuales de las bodegas. Si bien la composición química de estos recursos puede variar, la Tabla 2 proporciona las concentraciones aproximadas de N, P, K, TSS, TDS, COD, BOD y  $SO_4^{2-}$  según Fourie et al.

(2015), y a las industrias que siguen las normas internacionales de eliminación de vertidos de contaminantes.

**Tabla Nº 2. Categorías de documentos examinados y distribución de sus bases de datos**

Categorías	Clasificación de la Database							Total de artículos
	EI	MDPI	TF	IWAP	SL	Wi	Otros	
Social	4	4	1	3	2	1	6	21
Ambiental	8	-	5	2	5	1	6	27
Económica	-	-	-	2	-	1	5	8
Híbrida	4	1	-	2	3	1	6	19

La clasificación de las bases de datos es la siguiente: EI: Elsevier; MDPI: Multidisciplinary Digital Publishing Institute TF: Taylor and Francis; IWAP: International Water Association Publishing; SL: Springer Link; Wi: Wiley; Otros: ASABE, ASHS, AGU Publication.

### 3.9. Aspectos éticos

Con el fin de exponer el interés por indagar la realidad en forma sistemática proponiendo soluciones a las problemáticas ambientales respecto a qué tanto se conoce sobre los Riesgos ambientales y a la salud de la Reutilización de aguas residuales para el riego de ganado, además de su práctica sostenible a futuro. Siendo así, se destaca lo siguiente sobre esta investigación:

- A.** Respeto a la autoría de las fuentes de información. Esto se logra citando apropiadamente con estilos internacionales.
- B.** Cumplimiento de los principios éticos del colegio profesional al que pertenecerán los autores
- C.** Cumplimiento de los aspectos relevantes del código de ética de la investigación de la universidad o de la institución que autoriza la investigación.

## **IV. RESULTADOS**

### **4.1. Implicancia del componente social en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería**

#### **4.1.1. Nivel de aceptación**

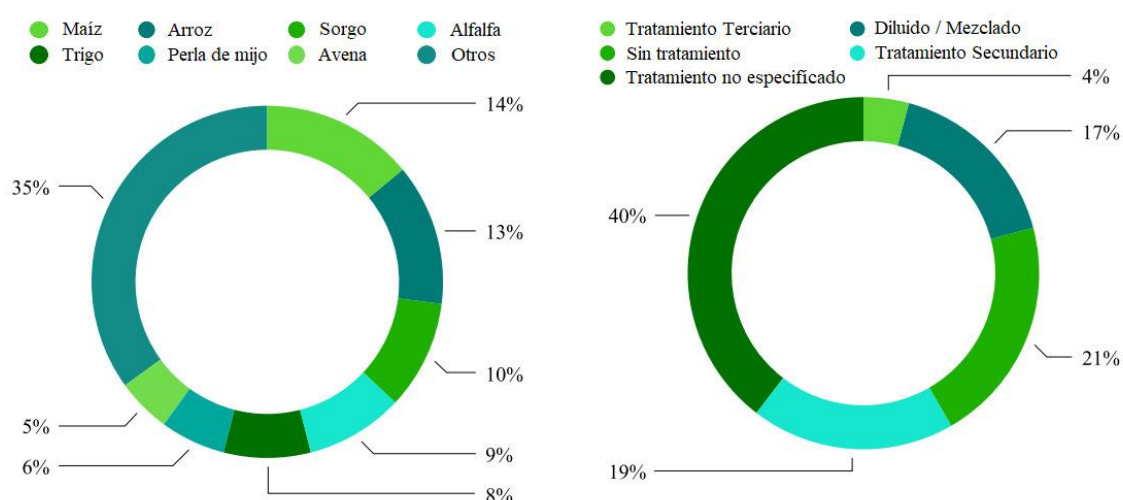
El área de investigación más común en los estudios que han investigado el aspecto social de la reutilización de aguas residuales tratadas para el riego de la alimentación del ganado se centró en la aceptación pública del recurso, que se considera como el principal obstáculo para la implementación de esquemas de reutilización. Como tal, los factores que influyen en las actitudes del público se han investigado a fondo en la literatura, incluidos los posibles motivadores y refranes. La Tabla 3 detalla los diferentes estudios, por región, que incluyeron el riego de piensos para el ganado en su investigación. Resume las categorías de factores considerados y las diferentes tasas de aceptación obtenidas. Si bien algunas tasas de aceptación parecen ser consistentes en algunas regiones como China y el Reino Unido, otras regiones informan diferentes niveles de aprobación de reutilización de aguas residuales. Para el caso de la región de Medio Oriente, estas diferencias podrían deberse al período de tiempo en el que se realizaron los estudios. De hecho, la aceptación pasó de una tasa tan baja como el 10% en 1991 al 87% en 2018 (Baawain et al. 2020; Ahmad 1991). También podría deberse a los avances tecnológicos, o nuevamente a la creciente necesidad de recursos hídricos, lo que impulsa al público a aceptar más alternativas rentables. La mayoría de los estudios se centran en analizar los factores que influyen en la aceptación de la población. Estos últimos pueden clasificarse en términos generales en tres categorías (Fielding, Dolnicar y Schultz 2019): (1) factores sociodemográficos que abarcan la edad, el nivel de educación, etc. (2) factores psicológicos destacando el parámetro más investigado que es la percepción de riesgo para la salud; y finalmente (3) características del agua.

#### 4.1.2. Factor prevalente

Se ha informado que el 'conocimiento' es uno de los factores más prevalentes que influyen en la aceptación de la reutilización de aguas residuales tratadas (Saliba et al. 2018). De hecho, Hui y Cain (2018) determinaron que la aceptación se impulsa cuando se proporciona el conocimiento relacionado con los esquemas de agua reciclada implementados, especialmente para usos no potables. Abdulla y Ouki (2015) informaron que la conciencia pública puede mejorar la receptividad de las personas para usar agua reciclada. Del mismo modo, Baghapour et al. (2017) transmitieron que el conocimiento relacionado con la calidad química y microbiológica de las aguas residuales tratadas es un buen predictor o aceptación. Goodwin et al. (2018) consideraron hasta qué punto la actitud de los encuestados hacia la reutilización de aguas residuales puede verse influenciada por el encuadre del mensaje utilizando animación de video informativo. Los autores informaron que presentar a los participantes información sobre los métodos de tratamiento utilizados en el proceso de purificación no tuvo ninguna influencia en los encuestados. Lo mismo se observó en los videos que abordan la comparación del riesgo del agua reciclada con otros riesgos cotidianos. Sin embargo, el mensaje que generó una mayor tasa de aceptación fue el mensaje enmarcado en el cumplimiento de la calidad. De hecho, a los encuestados se les presentaron las diferentes prácticas de gestión que se emplean a lo largo del proceso de tratamiento de aguas residuales., cuyo objetivo es garantizar una reutilización segura tanto para las personas como para el medio ambiente. El video jugó un papel en la atenuación de la percepción del riesgo para la salud y aumentó la confianza del encuestado en el proceso y la gestión (Goodwin et al. 2018). De manera similar, (Baawain et al. 2020) utilizaron una encuesta para investigar la preocupación de la población por reutilizar las aguas residuales tratadas. Un total de 115 personas de diferentes partes de la capital de Omán, Mascate, fueron seleccionadas al azar para la encuesta. Los autores informaron que los participantes estaban dispuestos a apoyar cualquier opción que no obstaculice la salud humana y que sea beneficiosa para el

medio ambiente. Estos resultados confirman que cuando se proporciona información sobre el cumplimiento de la calidad, se mejora la aceptación. Alternativamente, otro estudio que analizó la percepción de riesgo entre la población confirmó que los consumidores no consideran indicadores de salud como la limpieza de la tienda al elegir productos (Antwi-Agyei et al. 2016). Los autores informaron que los encuestados priorizaron otros factores como la proximidad a la tienda, el costo, la frescura y el sabor.

**Figura N° 1. Distribución de los cultivos forrajeros investigados y de las categorías de nivel de tratamiento de aguas residuales en la bibliografía reunida**



**Tabla N° 3. La concentración de N, P, K, SAT, TDS, DQO, DBO y SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> se produce en agua de diferentes sectores**

Fuente de aguas residuales	N (mg. L <sup>-1</sup> )	P	K	TSS	TDS	COD	BOD	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Matadero	172	64	209	90	1329	585	268	236
Industria de pasta y papel	5.6	0.6		121.7	508.3	103.2	18.4	508.3
Industria textil	6.9	4.7	2.2	20.4	1162.6	134.8	8	-
Viñedo	35	15	206	3000	-	1550	4500	-

### 4.1.3. Actitudes de los agricultores

La percepción de los agricultores no ha sido ampliamente investigada, aunque son el principal actor en lo que respecta a la reutilización con fines agrícolas. Sathaiah y Chandrasekaran (2020) evaluaron el impacto socioeconómico de la reutilización de aguas residuales industriales tratadas con fines de riego en 5 aldeas diferentes de Tamil Nadu., India. Los autores informaron que las oportunidades de empleo de los agricultores florecieron en las aldeas donde se estaban reutilizando las aguas residuales en comparación con las aldeas de control que todavía dependían del agua subterránea para sus actividades agrícolas. De hecho, los días-hombre representaron 108 por año en las granjas que utilizan aguas residuales tratadas, mientras que, en las granjas de control, los días-hombre se mantuvieron tan bajos como 31 por año. Además, muchos artículos informaron sobre el potencial de la reutilización de las aguas residuales en la sustitución de los requisitos de fertilización que pueden generar un beneficio económico según lo informado por Lahlou et al. (2020a) . Sin embargo, los pocos estudios que han considerado las actitudes de los agricultores generalmente demuestran una baja motivación para la reutilización entre los agricultores en comparación con los consumidores. Por ejemplo, Saliba et al. (2018) realizaron un estudio en Apulia, Italia, donde se concluyó que el 81% cree que las aguas residuales tratadas no deterioran la calidad del suelo y los cultivos. Los autores también informaron que el 47% de los agricultores estaban motivados sobre el uso del recurso por su alto contenido de nutrientes, y el 41% por su costo de bombeo reducido engendrado. Por lo tanto, uno esperaría que la aceptación del uso de agua reciclada fuera más alta de lo que realmente se encontró. De hecho, solo el 42% estaba dispuesto a utilizarlo para riego. Estos resultados se pueden explicar por lo encontrado en el trabajo de Jiménez et al. (2011). Los autores informaron que el 86% de los agricultores encuestados cree que los consumidores no estarían dispuestos a comprar sus productos si tuvieran conocimiento sobre el origen del agua utilizada para el riego, incluso si los precios fueran más bajos en comparación con los productos cultivados con

métodos convencionales. Con un enfoque en los precios, un estudio realizado en Túnez informó que el precio atractivo de las aguas residuales tratadas fue el motivador que llevó a los agricultores a aceptar la reutilización (Dare y Mohtar 2018). El mismo estudio informó que los agricultores de Palestina creen que la reutilización no es segura. Sin embargo, debido a su situación económica y a la escasez del recurso, su percepción de riesgo para la salud no les impidió reutilizar las aguas residuales. Lo mismo fue observado por Antwi-Agyei et al. (2016) quienes encontraron que la conciencia de los agricultores sobre los riesgos para la salud asociados con el agua utilizada no influye en su voluntad de adoptar alternativas más seguras. Rehman et al. (2013) consideraron el impacto socioeconómico del uso de agua de canal, aguas residuales y agua mezclada en la producción agrícola urbana y periurbana en Faisalabad, Pakistán. Los autores informaron que los agricultores estaban interesados en la cantidad más que en la calidad. Menegaki et al. (2007) realizaron un estudio social en Creta, Grecia, que consideró la disposición del agricultor a pagar por las aguas residuales tratadas e informó que la mayoría de los encuestados están dispuestos a pagar no más de 0,15 €·m<sup>-3</sup> para aguas residuales tratadas. Esta cantidad representa el 55% de la carga de agua dulce. Un estudio más reciente realizado en la misma región informó los mismos hallazgos. Los autores afirmaron que entre los encuestados que están dispuestos a pagar por el recurso, la mayoría está dispuesta a gastar hasta 0,15 €·m<sup>-3</sup> (Petousi et al., 2015). Si bien el precio que los agricultores están dispuestos a gastar por el recurso es el mismo que se informó en el estudio anterior, el valor del agua dulce ha disminuido. De hecho, los 0,15 €·m<sup>-3</sup> representa aproximadamente el 88% del precio del agua agrícola en la investigación realizada en 2015.

**Tabla N° 4. Nivel de aceptación de la reutilización de aguas residuales tratadas con fines agrícolas, por regiones**

Región	Tamaño muestral	Tipo de estudio	FS	FPI	CA	Encontrado	Referencia
Reino Unido	N = 689	Encuesta		✓		El 92% de los encuestados está de acuerdo en reutilizar el recurso para la jardinería. La aceptación cae al 60% para el riego de cultivos	
	N = 309	Encuesta		✓		El 90% indica su voluntad de adoptarlo para usos no imputables.	
Europa	N = 57	Encuesta	✓	✓		El 50% de los agricultores tienen una actitud positiva hacia la reutilización para el riego.	
	N = 183	Encuesta y entrevista	✓	✓	✓	37% de aceptación entre los consumidores y 35% entre los agricultores por reutilizar las aguas residuales tratadas para cultivar piensos	
	N = 252	Encuesta	✓	✓	✓	El 77% de los agricultores encuestados acepta utilizar el recurso para el riego de olivos.	
	N = 453	Encuesta			✓	El 75% de los agricultores están dispuestos a utilizar aguas residuales tratadas secundarias para el riego de olivos Vs. 32% de los consumidores encuestados.	



						<p>El 65% está dispuesto a usar aguas residuales terciarias para el mismo propósito Vs. 21% de los consumidores.</p> <p>El 41,9% de los agricultores están dispuestos a utilizar aguas residuales tratadas terciarias para el cultivo de tomate Vs. 41,5% de los consumidores.</p>	
Estados Unidos	N = 1500	Encuesta	✓			El 65% acepta reutilizar el agua en los campos lácteos.	
Latinoamérica	N = 255	Encuesta			✓	El 89% acepta la reutilización para riego agrícola a nivel del suelo.	
	N = 35	Encuesta		✓	✓	El 49% de los agricultores encuestados utilizan las aguas residuales tratadas. Casi todos creen que no están contaminadas.	
Oriente medio	N = 115	Encuesta			✓	El 87% de los encuestados prefiere utilizar el recurso para cultivos no comestibles. La aceptación cae al 51% para cultivos agrícolas	
	N = 300	Encuesta	✓	✓	✓	El 80% de los encuestados acepta la reutilización de aguas residuales con fines agrícolas.	
	N = 74	Encuesta			✓	El 59% de los agricultores acuerdan utilizar aguas residuales crudas para el riego.	
	N = 20	Encuesta			✓		

	N = 562 N = 100	Encuesta	✓	✓		65% de los encuestados aceptan reutilización para riego agrícola Más del 90% de los encuestados no acepta la reutilización de aguas residuales tratadas en la agricultura	
China	N = 2600 N = 300 N = 714	Encuesta Encuesta Encuesta	✓ ✓ ✓		✓	El 80% de la población encuestada acepta la reutilización para un riego agropecuario. 77% acuerdan utilizar el recurso para el riego agrícola El 82% de los encuestados acepta la reutilización para el riego de cultivos.	
África	N = 13 N = 490 -	Entrevista Entrevista Encuesta	✓	✓ ✓ ✓	✓	Los agricultores tenían una gran motivación para reutilizar las aguas residuales Los encuestados dieron menos importancia a los indicadores de salud de los productos alimenticios y priorizaron otros factores como el costo y la frescura 56% acepta la reutilización para riego de cultivos alimentarios	

FS: Factores sociodemográficos; FPI: Factores psicológicos; CA: Características del agua

## **4.2. Implicancia del componente económico en la práctica ambiental sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería**

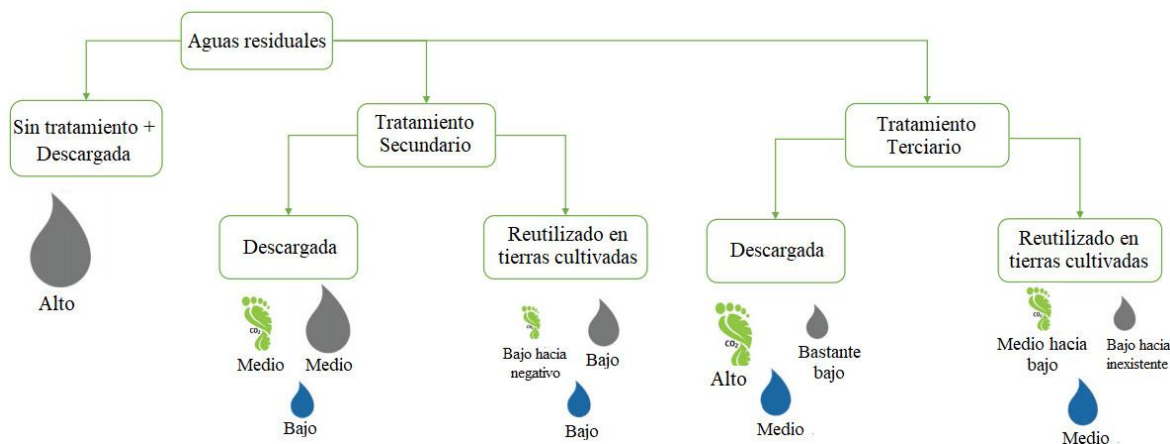
### **4.2.1. Economía circular**

La reutilización de las aguas residuales para el riego representa una oportunidad para reducir los costes asociados con las necesidades de fertilización y el aumento de la demanda de agua, especialmente en las regiones con escasez de agua. La alta concentración de nutrientes en el recurso puede reinyectarse en actividades agrícolas que tienen el potencial de reducir la dependencia de fertilizantes comerciales caros y de gran consumo energético. Esto respaldará el cambio a un modelo circular en el que se fomente la recuperación y el reciclado de recursos. Esta práctica también representa una oportunidad para la simbiosis industrial. Lahlou et al. (2020) investigaron la posibilidad de mezclar aguas residuales tratadas de diferentes industrias con el propósito de satisfacer la demanda de agua y nutrientes de un cultivo simultáneamente. Las industrias pueden cooperar para diseñar procesos de tratamiento de aguas residuales que logren la composición adecuada del agua en términos de nutrientes, que puedan ser dirigidos a la agricultura, respetando las normas del agua de riego. Diversos estudios en la literatura han considerado la posibilidad de sustituir la fertilización química por la reutilización de aguas residuales. Tran et al. (2019) investigaron la mejora de la calidad nutricional del arroz forrajero bajo riego continuo utilizando aguas residuales municipales tratadas. Los autores también consideraron la oportunidad de reciclar los nutrientes para el crecimiento de las plantas, apoyando así la reducción de los requisitos de fertilización. Los autores determinaron que el uso de aguas residuales tratadas secundarias sin aplicación de fertilización dio lugar a un rendimiento equivalente a los métodos convencionales en los que se emplean los recursos de fertilización y agua corriente. El contenido de proteínas de los forrajes también resultó ser idéntico, lo que implica que la asimilación de nutrientes de la TWW era tan útil como los de los fertilizantes químicos. No

se especificó la cantidad reducida de fertilizante ni su coste. Sin embargo, se puede estimar que los ahorros son los mismos que los encontrados por Duy Pham et al. (2019). Este último estudio utilizó el mismo tipo de aguas residuales tratadas para cultivar el mismo tipo de forraje. Los autores reportaron buena calidad de cultivo bajo esta práctica compararon el método convencional que consistía en usar agua del grifo además de una cantidad total de 1150 kg ha<sup>-1</sup> de 14-14-14 N-P-K de fertilizante comercial, cuyo precio puede llegar a 6 USD. Kg<sup>-1</sup>.

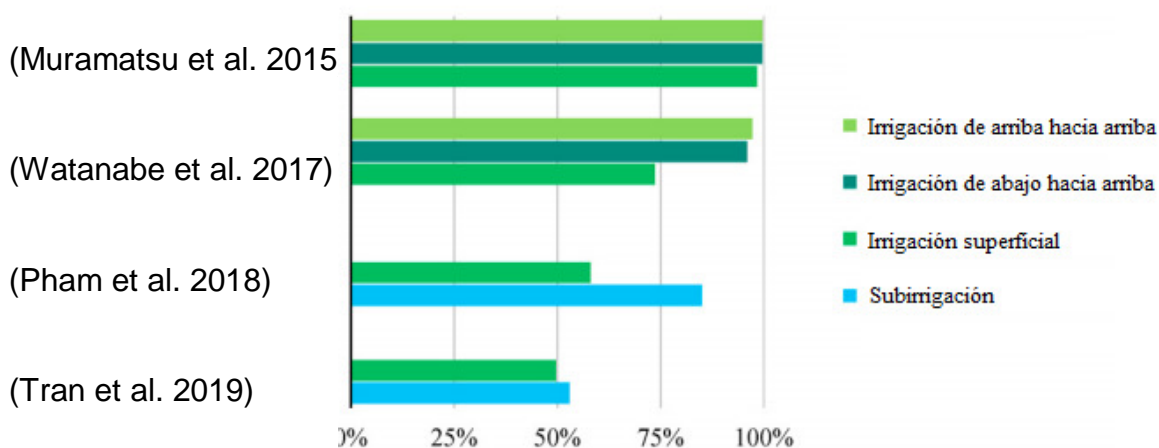
Ta'any et al. (2013) informaron de los resultados del cultivo de diferentes tipos de forraje, incluido el mijo perla, utilizando aguas residuales tratadas. Los autores compartieron información relacionada con el contenido de N P K del recurso utilizado, aunque no cuantificaron cuánto del requerimiento de fertilización fue sustituido a través de esta práctica. Del mismo modo, Fourie et al. (2015) investigaron el impacto del riego diluido de aguas residuales en la avena y el rendimiento del mijo perla.

**Figura Nº 2. Agua gris, azul y huella de carbono resultantes de diferentes niveles de tratamiento y aplicaciones de reutilización**



Los autores informaron que para ambas plantas no se proporcionó fertilización K, mientras que está documentado que la avena y el mijo perla requieren 37 kg-K. ha<sup>-1</sup> y 50 kg-K. ha<sup>-1</sup> respectivamente (Ausiku et al. 2020). Simmons et al. (2010) determinaron que más del 50% de la fertilización química necesaria para cultivar trigo fue sustituida por los nutrientes

presentes en las aguas residuales. Por último, Minhas et al. (2006) examinaron los resultados de un estudio de campo de ocho años en el que el agua residual se mezclaba con aguas subterráneas para regar trigo, e informaron de que al menos la mitad de las necesidades de N y P estaban cubiertas por las aguas residuales, lo que puede reducir el costo de producción. Jiménez et al. (2011) informaron que los ingresos totales de los agricultores se duplicaron a medida que comenzaron a utilizar las aguas residuales generadas en 24 plantas de tratamiento de aguas residuales, de las cuales 17 utilizan estanques de estabilización y el resto adoptan tanques sépticos y unidades de tratamiento biológico. El contenido de nutrientes de los recursos hídricos sustituye hasta el 85% y el 100% de las necesidades de N y P de los diferentes cultivos de la zona, incluidos los forrajes, respectivamente. Los autores cuantificaron que este tipo de reutilización ahorra hasta 440 mil USD. Año<sup>-1</sup> sólo de la sustitución química de fertilización. Sin embargo, si la tasa de morbilidad infantil por diarrea está directamente relacionada con la reutilización de aguas residuales, debido a la menor calidad del agua utilizada en este estudio en particular se estima que se pierden 110 mil dólares cada año debido al tratamiento médico generado y al capital humano desperdiciado. Sin embargo, las enfermedades relacionadas con los patógenos se pueden manejar eficazmente a través de procesos apropiados de eliminación de sólidos y desinfección durante el tratamiento, manteniendo los nutrientes.



#### 4.2.2. Beneficios económicos

Sathaiah y Chandrasekaran (2020) observaron que a medida que los agricultores comenzaron a utilizar aguas residuales tratadas, el cultivo pasó de ser forraje de bajo consumo de agua a ser de alto consumo de agua. El valor de la tierra se triplicó en las explotaciones en las que se adoptaron aguas residuales tratadas en comparación con las que seguían utilizando recursos de aguas subterráneas. El ingreso neto en las fincas que utilizan aguas residuales tratadas fue casi 71 veces mayor en comparación con las fincas de control con un valor neto de 133,018 Rs. No incluían la reducción de la fertilización, que por sí sola supuso un ahorro de hasta 2510 Rs para la FYM y 1998 para la fertilización. El cultivo creciente de forraje aumentó la producción ganadera y los ingresos. Rehman et al. (2013) informaron que la estimación de los costos de fertilización de los agricultores es significativamente menor cuando las aguas residuales municipales se utilizan para el riego en lugar del agua del canal o cuando los dos recursos se mezclan. Esto representa un valor añadido, ya que la mayoría de los agricultores de la región se quejan de los exorbitantes precios de los fertilizantes químicos. Por otra parte, los costes de protección de las plantas químicas y de desmalezado manual eran más elevados. Sin embargo, estos costes representan una parte significativamente baja del coste global asociado a la actividad. El uso de las aguas residuales fue seguido por la expansión de los ingresos de los agricultores. Ratnam (2004) informó de las consecuencias del uso de aguas residuales tratadas para regar forraje en una ciudad de Sudáfrica. La práctica aumentó la disponibilidad de agua en la región, lo que alentó a los agricultores a ampliar su producción de forraje mediante la ampliación de la zona cultivada. Dada la mejora de la cosecha, se mejoró la preparación de los piensos para el ganado, lo que aumentó la producción de leche barata.

Esto creó pequeñas empresas y nuevas oportunidades de empleo que revitalizaron la economía local. Por último, Joshua Amarnath & Gunasekaran (2017) realizó un estudio de viabilidad sobre la reutilización de aguas residuales municipales tratadas para diferentes aplicaciones, incluido el

riego de forrajes. Los autores creen que la reutilización del recurso permitirá la expansión de las tierras cultivadas que pueden generar mayores ingresos de la producción de forraje.

#### **4.2.3. Impacto en las propiedades del forraje**

La reutilización de los recursos de aguas residuales puede aumentar los ingresos atribuidos a los rendimientos y cualidades mejorados que se pueden obtener a través de la práctica (Tabla 6). Ines et al. (2017) determinaron que las aguas residuales secundarias tratadas se pueden utilizar de forma segura para cultivar hierba Buffel logrando mejores alturas y mayores rendimientos. Esta mejora se debe probablemente a los nutrientes adicionales proporcionados a través del recurso. De hecho, los autores no lo mencionaron explícitamente, aunque sí proporcionaron las concentraciones de N, P y K en las aguas residuales tratadas que eran iguales a 108, 26 y 60 mg. L<sup>-1</sup> respectivamente. Mcheik et al. (2017) también utilizaron aguas residuales tratadas secundarias e investigaron su efecto en la producción de vezas y cebada. Los autores encontraron que el mayor rendimiento fue por debajo del 120% de riego por evapotranspiración (ET) en comparación con los otros tratamientos que consistieron en lluvia solamente, 80% ET y 100% ET. El método de riego utilizado en este estudio es el riego por goteo y tiene una eficiencia media del 90 %, por lo que la necesidad de agua del cultivo se eleva a 111% ET. El aumento del rendimiento podría deberse a la disponibilidad de agua o al aumento de N dado a la planta ya que el agua utilizada tenía una concentración de N de 40 mg/L, o a ambos. Del mismo modo, Al Karaki (2011) investigó la calidad y el rendimiento de la cebada cultivada en un sistema hidropónico bajo aguas residuales tratadas terciarias que tenían más o menos la misma concentración de N, e informó de un aumento del rendimiento también. De hecho, este último comparó el rendimiento de la cebada en aguas residuales tratadas terciarias, agua del grifo y una mezcla de los dos recursos. El rendimiento del forraje bajo las aguas residuales tratadas fue 42% y 16% mayor en comparación con el agua del grifo y el agua mezclada, respectivamente. Se mejoró el contenido de nutrientes minerales y proteínas crudas en la cebada producida.

**Tabla Nº 5. Impacto de la reutilización de aguas residuales en la calidad de los cultivos reportados en la literatura**

Referencia	País	Tipo de agua	Forraje	Tipo de estudio	Hallazgo
(Ines et al. 2017)	Túnez	Aguas residuales municipales tratadas secundariamente	Pasto de buffel (Cenchrus ciliaris)	Estudio de campo	La práctica improviso el crecimiento de las plantas. La calidad de los cultivos y del suelo no se vieron negativamente afectadas por el tratamiento de las aguas residuales.
(Mcheik et al. 2017)	Jordania	Aguas residuales municipales tratadas secundariamente	Arveja y cebada	Estudio de campo	La biomasa y el rendimiento de los granos en el forraje mejoraron tras la irrigación de las aguas residuales tratadas.
(Al-karaki 2011)	Jordania	Aguas residuales tratadas terciariamente	Cebada	Estudio de campo	El rendimiento del cultivo de cebada en condiciones hidropónicas usando aguas residuales tratadas terciariamente fue mejor en comparación del aguda de grifo.
(Pham et al. 2018)	Japón	Aguas residuales municipales tratadas	Arroz	Experimento de laboratorio	El riego con las aguas residuales tratadas no produjo un efecto adverso. La irrigación de las aguas residuales tratadas sin fertilización produjo arroz de la mejor calidad.
(Watanabe et al. 2017)	Japón	Aguas residuales municipales	Arroz	Configuración experimental	La práctica resulto en un incremento del desarrollo y calidad de los cultivos.



(Parmar et al. 2017)	India	Aguas residuales primariamente tratadas diariamente	Sorgo	Estudio de campo	Las aguas residuales no produjeron efectos adversos en el crecimiento de los cultivos.
(Fourie, Theron y Ochse 2015)	Sudáfrica	Aguas residuales de bodegas diluidas	Perla de mijo y avena	Estudio de campo	Se observó una mejora en la producción de avena y un crecimiento más rápido de la perla de mijo cuando se utilizaron las aguas residuales diluidas en comparación con el agua del río. El forraje producido puede cubrir los gastos de fertilización y proporciona un ingreso adicional de R12200 / ha / año
(Al-Othman y Selim 2011)	Egipto	Aguas residuales municipales tratadas secundariamente	Perla de mijo	Estudio de campo	Los cultivos regados con las aguas residuales tratadas secundariamente tienen la misma calidad de aquellos regados con agua de un canal. No hay mejoría.
(Grzegorzcyk y Grabowski 2019)	Polonia	Fécula de patata y aguas residuales de la cervecería	Pradera de césped	Estudio de campo	El cultivo resultante presenta una menor calidad por el exceso de K y la deficiencia de Mg.
(Simmons et al. 2010)	Pakistán	Aguas residuales domesticas	Trigo	Estudio de campo	La calidad del forraje es similar a la regada con agua del canal.

Además, la productividad del agua de cultivo mejoró con el cultivo de aguas residuales tratadas. De hecho, los autores midieron una reducción aproximada del 15% en el agua total necesaria para cultivar 1 tonelada de forraje. Los autores informaron que el mayor rendimiento se debe al mayor contenido de N en las aguas residuales tratadas en comparación con el agua del grifo. Los autores no reportaron cuánto N requiere el forraje para un crecimiento óptimo, aunque sí reportaron la concentración de nutrientes. Las aguas residuales tratadas contienen tres veces más N en comparación con el agua del grifo en forma de nitrato, y casi las mismas concentraciones de P y K.

El arroz forrajero fue un forraje recurrente utilizado para evaluar el impacto del riego de aguas residuales. Duy Pham et al. (2019) utilizaron el riego de aguas residuales municipales tratadas para cultivar arroz forrajero y compararon los resultados con el método convencional que consistía en utilizar agua del grifo y fertilización. Los mejores atributos de la planta en términos de masa de brotes secos, rendimiento y nivel de proteínas fueron mayores bajo el riego de aguas residuales tratadas, incluso sin la aplicación de fertilizantes adicionales. Esto sugiere que el recurso proporciona todos los nutrientes necesarios para el crecimiento óptimo del arroz forrajero. Lo mismo observó Watanabe et al. (2017) quienes notaron un aumento de rendimiento ya que usaron más aguas residuales tratadas para el riego de arroz forrajero.

Sin embargo, la práctica puede causar un aumento en la salinidad del suelo que influye negativamente en el rendimiento del arroz (Biggs y Jiang 2009). De hecho, los autores sugirieron que el cambio a paragrass, que tiene una mayor tolerancia a la salinidad, podría ser una solución a los rendimientos decrecientes. Dicho esto, para poder reutilizar los recursos de aguas residuales para el riego de la alimentación del ganado minimizando al mismo tiempo sus posibles efectos adversos, el cultivo debe seleccionarse en función de la calidad del agua. Por ejemplo, el sorgo tiene una mayor tolerancia a la mala calidad del suelo en comparación con otros cereales. Un

estudio que utiliza mal tratadas aguas residuales lecheras para cultivar sorgo confirma este último. Los autores reportaron una reducción del rendimiento del 20% en comparación con el uso de agua de pozo tubo con una aplicación de estiércol de granja de 5 t ha<sup>-1</sup> (Parmar et al. 2017). Como el yeso se añadió a una tasa de 1 t ha<sup>-1</sup> la reducción del rendimiento cambió a 3% solamente. Fourie et al. (2015) exploraron el impacto del riego diluido de aguas residuales en la avena y el rendimiento del mijo perla y el contenido de nutrientes. Las aguas residuales de bodega se caracterizan por una alta concentración de K en forma mineral, lo que permite la disponibilidad inmediata del nutriente para la absorción de las plantas. Los resultados indicaron que la avena irrigada con las aguas residuales diluidas tenía un mejor rendimiento en comparación con las cultivadas con agua de río. Además, el alto contenido de N y K en las aguas residuales diluidas mejoró el rendimiento de la materia seca. En cuanto al mijo perla cultivado, los autores informaron de que el régimen de riego no tenía efectos adversos ni en el rendimiento del forraje ni en la materia seca total producida. Al-Othman y Selim (2011) también investigaron el mijo perla. En este estudio, los autores pretendían destacar los beneficios económicos generados por la utilización de aguas residuales tratadas secundarias en el riego. El experimento consistió en un experimento de tres años en el que se utilizaron aguas residuales secundarias tratadas para cultivar forraje en suelos franco arenosos bajo el clima egipcio. Los autores reportaron un mayor rendimiento de materia seca de mijo perla bajo riego de aguas residuales tratadas en comparación con el agua del canal, que atribuyeron a la mayor disponibilidad de nutrientes del efluente, especialmente K. En realidad, todos los requisitos de mijo perla K se proporcionaron a través de la práctica. Este nutriente, cuando está fácilmente disponible, se encuentra para poner la planta en la fase reproductiva antes de lo habitual, especialmente en las fases iniciales de crecimiento (Fourie, Theron y Ochse 2015). La calidad del forraje fue mejor en comparación con el forraje cultivado bajo el agua del canal, que no alteró el rendimiento del ganado (Al-Othman y Selim 2011). Otras obras afirman que, a largo plazo, esta práctica puede reducir la calidad del forraje producido. Esto puede ser confirmado por Grzegorzczuk et al. (Grzegorzczuk,

Grabowski y Olszewska 2020; Grzegorzczak y Grabowski 2019) que determinaron la calidad de los forrajes de pradera cultivados utilizando el riego de aguas residuales de la cervecería durante 15 años. Los autores informaron de que la pradera no cumplía los criterios de calidad de los forrajes. Sin embargo, este bajo rendimiento se puede atribuir al hecho de que la pradera requiere una tasa de aplicación K anual de  $67 \text{ kg ha}^{-1}$  como máximo, mientras que las aguas residuales utilizadas en este estudio tenían altas concentraciones (Brummer y Davis 2014). A veces, la concentración más elevada da lugar a un mejor contenido de nutrientes en los forrajes producidos, como ha declarado Simmons et al. (2010), que informaron de la calidad y el rendimiento de los forrajes producidos en un perialdea urbana en Pakistán, donde las aguas residuales no tratadas se han utilizado durante al menos 25 años para cultivar forraje de paja de trigo. Los autores afirmaron que el riego con aguas residuales tratadas se asoció con un aumento del contenido de N y P en los suelos, lo que resultó en un mejor contenido de N en la paja de trigo producida.

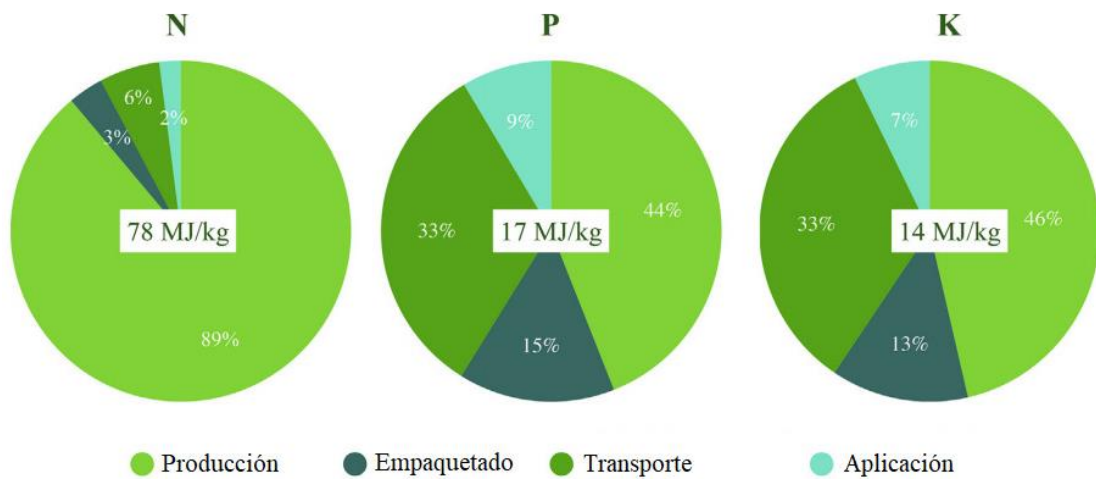
#### **4.3. Componentes ambientales que se ven beneficiados por la práctica sostenible de la reutilización de aguas residuales para el riego en ganadería**

##### **4.3.1. Cambio climático**

Entre los artículos de revistas que investigaron el impacto ambiental asociado con la reutilización de aguas residuales tratadas o aguas residuales sin tratar para el riego de alimentos para el ganado, siete han analizado la práctica en términos de cambio climático (Tabla N° 4). Lal et al. (2020) investigaron y compararon el cultivo de sorgo con diferentes calidades de agua de riego y varios niveles de fertilización, basándose en el nivel de secuestro de carbono y en la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. Después de un período de riego de ocho años utilizando efluentes de aguas residuales tratadas, los resultados indican que las reservas de carbono orgánico del suelo aumentaron un 79% en comparación

con cuando el forraje se irrigó utilizando aguas subterráneas. En cuanto a la acumulación de C, aumentó de 8,49 toneladas. ha<sup>-1</sup> a 9,42 toneladas. ha<sup>-1</sup>. Los autores informaron que el forraje de regadío conservaba 5,2 toneladas de CO<sub>2-eq.</sub> ha<sup>-1</sup> en comparación con el escenario base. El ahorro en la huella de carbono resultante del uso de aguas residuales para la producción de forrajes en lugar de aguas subterráneas fue suficiente para compensar las emisiones de carbono del tratamiento de 0,44 y 1,09 millones de L. día<sup>-1</sup> de aguas residuales bajo fertilización de 50% y 100% N-P respectivamente, suponiendo una liberación media de CO<sub>2-eq.</sub> de 0,17 g.L<sup>-1</sup>. Los autores mencionaron que las aguas residuales aportaron una adición de 108, 15 y 25 kg de N, P y K por hectárea por año. Estas cantidades pueden sustituir parte del requerimiento de fertilización y compensar una cantidad adicional de CO<sub>2-eq.</sub>, que puede ser significativa ya que la energía requerida para producir, empaquetar, transportar y aplicar fertilizantes comerciales es sustancial (Fig. 2). Si bien la última investigación no tomó en consideración estos cálculos, otro estudio encontró que la sustitución de la fertilización química a través de la fertiirrigación de aguas residuales tratadas puede resultar en una compensación significativa de la huella de carbono (Lahlou et al., 2020a). De hecho, este último estudio desarrolló un marco de planificación del agua utilizando el enfoque del nexo energía-agua-alimentos para regar los campos de alfalfa utilizando aguas residuales tratadas generadas en diferentes sectores. Los requerimientos de agua de alfalfa promediaron 724,7 mm. año<sup>-1</sup>, y su asignación se llevó a cabo mezclando las diferentes fuentes de agua para satisfacer simultáneamente los requisitos de agua y nutrientes de alfalfa respetando los estándares de agua de riego.

**Figura Nº 3. Energía necesaria para producir, envasar, transportar y aplicar 1 kg de abonos N, P y K. Adaptado de (Parmenter y Gellings 2017)**



La práctica proporcionó todos los requisitos de N – P – K para el forraje, lo que resultó en la compensación de la huella de carbono del transporte, así como la compensación de un promedio de 26 kg-CO<sub>2</sub>-eq por cada tonelada de forraje producido. Sin embargo, este estudio no consideró las pérdidas de N tanto por lixiviación como por emisiones, aunque es importante considerar estos parámetros ya que pueden afectar la evaluación general de la práctica. De hecho, el 60% de las emisiones totales de N<sub>2</sub>O se originan en actividades agrícolas. También se encuentra que tanto el 1,38% del nitrógeno aplicado al suelo se puede perder por emisión (Ito et al. 2018). Por ejemplo, Matheyarasu et al. (2016) investigaron las emisiones de óxido nitroso de cuatro cultivos forrajeros diferentes regados con aguas residuales de matadero secundario tratado al 50% y 100% de capacidad de campo. Los resultados indican que las emisiones acumuladas oscilaron entre 17,6 y 18,2 mg de N<sub>2</sub>O por cada maceta cultivada para una capacidad de campo del 50% (CC).

Estos valores equivalen al 1.8% y 1.9% del N emitido por el nitrógeno total proporcionado por las aguas residuales tratadas, donde las tasas más bajas y altas fueron para la alfalfa y el maíz, respectivamente. Estas emisiones fueron un 34% más bajas en comparación con los cultivos sin plantar para el

mismo CC. En cuanto a los experimentos realizados al 100% CC, el menor porcentaje de emisiones de N se observó para el maíz con un valor de 1% y el mayor para la alfalfa con un valor de 1.1%. Esta diferencia podría deberse a los diferentes requisitos de fertilización de los diferentes cultivos, lo que es un parámetro importante a considerar para obtener una mayor eficiencia en el uso de nitrógeno (Millar, Doll y Robertson 2014). En promedio, el maíz requiere 175 kg ha<sup>-1</sup> de 14-23-14 N-P-K además de 50 kg ha<sup>-1</sup> de urea, mientras que la mayoría de los estudios muestran tasas superiores a 80 kg-N. ha<sup>-1</sup> son necesarias para alcanzar la máxima productividad de alfalfa (Raun et al. 1999).

El desequilibrio de nutrientes del suelo causado por la adición excesiva de nutrientes puede generar un aumento de las emisiones de CO<sub>2-eq</sub> (Fares et al. 2017). González-Méndez et al. (2015) midieron las emisiones de N<sub>2</sub>O y CO<sub>2</sub> resultantes del riego por inundación de raigrás, alfalfa y maíz utilizando aguas residuales sin tratar antes, durante y 1, 2, 3 y 7 días después del evento de riego, de modo que el total de agua de riego anual es 1850 mm. año<sup>-1</sup> y la cantidad de agua aplicada en cada evento promedió 190 mm. Los autores determinaron que a medida que aumentaba la humedad del suelo, se mejoraba la actividad microbiana, lo que resultaba en un aumento de las emisiones.

**Figura N° 4. Repercusiones de la fertiirrigación de aguas residuales en el nexo agua-suelo y en el nexo agua-energía en términos de potencial de calentamiento global**



Las emisiones de CO<sub>2</sub> más altas se observaron en el caso del ryegrass, con un promedio de 109,5 mg de CO<sub>2</sub>. m<sup>2</sup>.h<sup>-1</sup> seguido de Maíz, con un promedio de 77,5 mg de CO<sub>2</sub>. m<sup>2</sup>. h<sup>-1</sup>. Mientras que Matheyarasu et al. (2016) informaron que el maíz tenía menos emisiones de N<sub>2</sub>O en comparación con la alfalfa con alto contenido de humedad, Gonzalez-Mendez et al. (2015) describieron lo contrario, ya que los autores concluyeron que el maíz emitió 5,7 veces más N<sub>2</sub>O en comparación con la alfalfa.

Ninguno de los estudios anteriores consideró el proceso de tratamiento de las aguas residuales en la estimación del potencial de calentamiento global de su esquema de reutilización. De hecho, González-Méndez et al. (2015) no tuvieron en cuenta la huella de carbono asociada con la reutilización de aguas residuales simplemente porque utilizaron aguas residuales sin tratar. Por el contrario, los otros estudios no consideraron que el proceso de tratamiento estuviera dentro de los límites de su sistema, ya que, en cualquier caso, las aguas residuales serán tratadas (Lahlou et al. 2020). Maraseni et al. (2010) , por otro lado, sí reflejaron la carga asociada con el proceso de purificación del agua en sus cálculos, y encontraron que usar 27 millones de m<sup>3</sup> de aguas residuales tratadas resulta en 1,47 veces más emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con el uso de canales de riego por gravedad. Sin embargo, los autores no cuantificaron ninguna de la huella de carbono compensada por la sustitución de nutrientes o por el secuestro de carbono, en lo que como se reporta en diferentes estudios puede ser muy significativo. Además, no evaluaron la carga ambiental que puede estar asociada con dejar las aguas residuales sin tratar. Lo mismo puede decirse del trabajo de Fernández-Luqueño et al. (2010), que informó que el maíz cultivado con aguas residuales tratadas tenía un PCG 1,4 veces mayor en comparación con el maíz cultivado con urea.

Este es el único estudio que consideró las emisiones de CH<sub>4</sub> de la aplicación de aguas residuales tratadas a suelos cultivados, además de los flujos de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. Los resultados indican un aumento significativo de las emisiones de metano cuando se utilizaron aguas residuales tratadas en lugar de urea.



Sin embargo, los autores no consideraron las emisiones de GEI asociadas con la producción, el transporte y la aplicación de urea. Además, no tuvieron en cuenta la compensación de la huella de carbono de la sustitución por fertilización.

Para una estimación más precisa del PCG, los estudios futuros deben tener en cuenta las emisiones generadas y la huella de carbono compensada desde varios aspectos; desde el tratamiento y transporte hasta la aplicación de las aguas residuales tratadas y su impacto en las emisiones del suelo estrechamente relacionadas con la microbiota del suelo. De hecho, este último permanece inexplorado, aunque significa que contribuye a los flujos de suelo de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O. Estos aspectos pueden clasificarse en dos grandes categorías: el nexo agua-energía y el nexo agua-suelo (Fig. 3). No se investigaron los cambios en la huella de carbono resultantes del cambio en la energía hídrica debido a la sustitución de los recursos hídricos convencionales por aguas residuales tratadas, ya que la mayoría de los estudios no tienen en cuenta la energía incorporada de los recursos de agua dulce convencionales, que, en algunos casos, pueden ser sustanciales en comparación con las aguas residuales tratadas. De hecho, para el caso de grandes profundidades al agua, la energía necesaria para el bombeo puede alcanzar hasta 1,8 kWh.m<sup>-3</sup>. En cuanto a la desalación, la demanda de energía oscila entre 1 y 14 kWh.m<sup>-3</sup> de agua producida (Beltrán y Koo-Oshima 2006). Alternativamente, los requisitos de energía para tratar las aguas residuales hasta un nivel de tratamiento terciario son equivalentes a 1,1 kWh.m<sup>-3</sup> (Al-Obaidli et al. 2019). Dado que la agricultura no requiere aguas residuales altamente purificadas, este valor se puede reducir aún más con una pequeña modificación de la planta que permitirá un tratamiento simplificado con menores requisitos de energía y una mayor concentración de nutrientes de efluente. El primer aspecto importante del nexo agua-suelo que es impulsado por la aplicación de las aguas residuales tratadas a las tierras agrícolas es la compensación de la huella de carbono resultante de la sustitución de fertilizantes convencionales. Los estudios deben considerar la compensación de la huella de carbono cuando las aguas residuales tratadas

sustituyen parte o la totalidad de los requisitos de nutrientes de una planta, lo que puede reducir la demanda de fertilización convencional. Los últimos aspectos para considerar son los relacionados con la interacción del suelo con las aguas residuales. Esto incluye el secuestro de carbono en el suelo, que anteriormente se cuantificaba utilizando las reservas de carbono orgánico y la acumulación de carbono. Además, deben tenerse en cuenta las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O resultantes del exceso de nutrientes del suelo y de la interacción compleja de los flujos del suelo con el tipo de suelo, el grado y la frecuencia de humectación y las características del agua.

**Tabla Nº 6. Implicación del cambio climático en la reutilización de aguas residuales para la producción de forraje**

Referencia	Estudio	Forraje	Parámetro del cambio climático	Encontrado	GEI	
					Emisiones adicionales	Ahorro
(Lahlou et al. 2020)	Uso de aguas residuales tratadas de 13 industrias diferentes.	Alfalfa	Emisiones procedentes del transporte de agua y de la sustitución de fertilizantes		-	26 kg-CO <sub>2</sub> -eq por tonelada de forraje producido.
(Matheyarasu et al. 2016)	Uso de aguas residuales del matadero para regar los cultivos en lugar de la eliminación de tierras.	Mostaza, maíz, girasol, alfalfa	Emisiones de N <sub>2</sub> O del suelo	34% menos de emisiones de nitrógeno en comparación con la eliminación de tierras. Emisiones de nitrógeno ligeramente inferiores para el maíz en comparación con la alfalfa.	-	Para maíz: 6.5 y 18.5 mg-N <sub>2</sub> O por maceta para 50% y 100% FC.
(González-Méndez et al. 2015)	Evaluación de las emisiones acumuladas de 7 días de N <sub>2</sub> O y CO <sub>2</sub> resultantes del riego	Alfalfa, centeno, maíz	Emisiones de N <sub>2</sub> O y CO <sub>2</sub> del suelo	El maíz emite 5,7 veces más N <sub>2</sub> O en comparación con la Alfalfa. El maíz regado de aguas residuales emitió más GEI en comparación con el maíz de secano.	Para maíz: 60,9 mg de CO <sub>2</sub> .m <sup>-2</sup> . h <sup>-1</sup> y 0,313 5 mg de N <sub>2</sub> O.m <sup>-2</sup> . h <sup>-1</sup>	-

	periódico de aguas residuales.					
(Lal et al. 2020)	Evaluación de 8 años de riego utilizando efluentes de aguas residuales tratados en lugar de aguas subterráneas.	Sorgo	Presencia y acumulación de reservas de carbono	Aumento del 79% en la acumulación de carbono. Aumento del 11% en la acumulación de C.	-	5,2 toneladas de CO <sub>2</sub> -eq. ha <sup>-1</sup>
(Maraseni et al. 2010)	Evaluación de las emisiones de GEI del cultivo de arroz utilizando aguas residuales en comparación con el agua del canal.	Arroz	Emisiones de maquinaria agrícola, requisitos de fertilización (no se tuvo en cuenta la sustitución), tratamiento del agua.	El riego de aguas residuales tratadas emite 1,47 veces más emisiones de GEI en comparación con el riego por canales.	398 kg-CO <sub>2</sub> -eq por ha	-
(Fernández-Luqueño et al. 2010)	Evaluación de las emisiones de GEI del cultivo de maíz utilizando aguas residuales.	Maíz	Emisiones de N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> y CH <sub>4</sub> del suelo	La tasa de emisiones de N <sub>2</sub> O no se vio afectada por la utilización de aguas residuales, a diferencia de las emisiones de CO <sub>2</sub> y CH <sub>4</sub>	4,87 µg de CO <sub>2</sub> y 128,3 87 µg de CH <sub>4</sub> por kg de suelo por hora.	-

### 4.3.2. Uso del agua

Es importante considerar las necesidades directas e indirectas de agua para la producción de piensos para el ganado. La evaluación del uso del agua en lo que se conoce como la evaluación de la huella hídrica, proporciona una representación de la creciente presión sobre los recursos hídricos en términos de huella hídrica verde, azul y gris. La evaluación de la huella hídrica introducida por Hoekstra y Mekonnen (2012) comenzó a cobrar impulso tras la publicación de la ISO 14046, que desde entonces se ha utilizado en diferentes estudios (Carr, Blumenthal y Mara 2004). En la mayoría de las investigaciones publicadas, el enfoque se suele hacer en el agua azul, ya que tiene un alto costo de oportunidad en comparación con el agua verde (Hoekstra y Mekonnen 2012). Últimamente, se ha prestado más interés a la huella de las aguas grises, como muestra de la medida en que las aguas residuales pueden contaminar las masas de agua receptoras. Un estudio investigó la huella hídrica resultante de una Planta depuradora de aguas residuales (EDAR) real que purifica  $4000 \text{ m}^3 \cdot \text{día}^{-1}$  de las aguas residuales a un nivel de tratamiento secundario y lo comparó con un escenario de no tratamiento, así como con un escenario de tratamiento terciario donde se adopta la eliminación química de fósforo (Morera et al. 2016). Los autores informaron que la huella de agua gris más baja se logró en el escenario de tratamiento terciario. Este último también fue responsable de la mayor huella de agua azul. Sin embargo, sólo representó el 9% de la huella de agua total generada. Dicho esto, el componente azul de la huella hídrica puede ser descuidado. El tratamiento de las aguas residuales a niveles apropiados alivia el estrés en las masas de agua receptoras, aunque resulta en una carga ambiental. De hecho, las emisiones de GEI de la EDAR y la reutilización de los recursos dentro del nexo entre la energía, el agua y los alimentos no pueden descuidarse. Un estudio canadiense consideró las emisiones de huella de carbono de la EDAR con diferentes unidades de tratamiento e informó de que el tratamiento primario puede emitir  $0,005 \text{ kg-CO}_{2\text{-eq}} \cdot \text{m}^3$  de aguas residuales tratadas (Monteith et al. 2005). Las emisiones se vuelven 52 veces más altas ( $0,26 \text{ kg-CO}_{2\text{-eq}} \cdot \text{m}^3$ ) cuando se

utilizan lodos activados convencionales con digestión aeróbica para tratar aún más las aguas residuales, y 160 veces más altas ( $0,8 \text{ kgCO}_{2\text{-eq.}}\text{m}^3$ ) cuando el proceso de tratamiento se extiende para incluir la aireación y la digestión aeróbica. Otro estudio encontró resultados similares ya que informaron que el logro de niveles de tratamiento terciario puede emitir hasta  $0.89 \text{ kg-CO}_{2\text{-eq.}} \text{ m}^3$  (Falk et al. 2013). Algunas actividades agrícolas, como el cultivo de forraje, no requieren agua de alta pureza, ya que las aguas residuales secundarias tratadas se consideran seguras para su reutilización. Además, las tierras cultivadas pueden asimilar más contaminantes y compuestos biogénicos en comparación con las masas de agua (Pescod 1992). Dicho esto, la reutilización de las aguas residuales tratadas en la agricultura puede ayudar a reducir las emisiones de carbono de los PTMA, así como ahorrar grandes cantidades de recursos hídricos a través de la reducción de la huella de las aguas grises (Fig. 4).

La evaluación de la huella hídrica no se ha hecho extensiva al riego del ganado, ya que sólo tres estudios la tuvieron en cuenta. Un estudio combinado del sistema de información geográfica (SIG) y el modelo de cultivos de la FAO para evaluar la huella hídrica asociada al cultivo de trigo utilizando agua de una cuenca fluvial donde se vierten aguas residuales (Casella et al. 2019). Los resultados reportados muestran que combinar el SIG y el método de la FAO en la evaluación de la HI (huella hídrica) a escala de cuenca es un enfoque interesante para evaluar la contribución de la reutilización de aguas residuales como solución para ahorrar recursos hídricos. Este estudio consideró el componente azul y verde de la huella hídrica solamente y no incluyó la huella hídrica gris en sus cálculos. Otro estudio investigó los cambios en la productividad del agua y las emisiones de gases de efecto invernadero resultantes de la reutilización de aguas residuales (Maraseni et al. 2010). Los autores reportaron una mejora de la productividad del agua que asciende al 21%, lo que disminuirá la huella ecológica del agua de la práctica. Sin embargo, la reutilización tuvo un potencial de calentamiento global asociado que fue 1,47 veces mayor en comparación con el escenario base donde las aguas residuales no son parte

de los límites del sistema. Mientras que algunos estudios optan por incluir el proceso de tratamiento de aguas residuales en su cálculo, otros no, ya que consideran que las aguas residuales deben ser tratadas de todos modos. Ninguno de los estudios anteriores consideró la huella hídrica asociada con las aguas residuales tratadas, que en realidad podría ser un componente que mejora la huella hídrica general de la práctica. Lahlou et al. (2020) encontraron que el uso de las aguas residuales tratadas como fuente de fertilización en actividades agrícolas en lugar de ser descargadas a los océanos o a tierras no cultivadas compensa una gran huella de agua gris. Sin embargo, este último estudio consideró el componente gris resultante de pocos contaminantes solamente. De hecho, solo consideraron el total de sólidos en suspensión, la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno, el nitrógeno y el fósforo totales en sus cálculos.

**Tabla N° 7. Resultados de la acumulación de metales pesados en diferentes estudios**

Referencia	País	Tipo de agua	Forraje	Probado en	Tipo de suelo	irrigación	Contaminantes medidos	Hallazgo
(Samarah, Bashabsheh y Mazahrih 2020)	Jordania	Aguas residuales tratadas (fuente no especificada)	Cebada	Forraje	-	Riego por goteo	Cd, Fe, Zn, Pb	Por debajo del limite
(Iqbal et al. 2020)	Pakistán	Industrial y aguas residuales municipales (aguas residuales urbanas)	Maíz, mostaza	Leche de búfalo, forraje	-	-	Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb	Riesgo carcinogénico para la salud
(Pham et al. 2019)	Japón	Aguas residuales municipales tratadas	Arroz	Forraje del suelo	-	Riego de arroz	Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Cr, y As	Por debajo del limite
(Tran et al. 2019)	Japón	Aguas residuales municipales tratadas secundariamente	Arroz	Forraje del suelo	-	Superficie y subirrigación	Cr, Cu, Zn, Cd, Pb, As	Por debajo del limite
(Castro–González et al. 2019)	México	Aguas residuales industriales descargada en rio	Sauce	Leche de vaca	-	-	Zn, As, Pb, Cr, Cu, Ni	Riesgo carcinogénico para la salud



(Muklada et al. 2018)	Israel	Aguas residuales tratadas secundariamente	Sauce	Forraje	-	-	Pb, Ni, Cd	Por debajo del limite
(Ahmed y Slima 2018)	Egipto	Aguas residuales de industria textil en bruto	Judía de malva	Forraje	Franco arcilloso	-	Cu, Cr, Zn, Cd, Pb, As, Mn, y Ni	Alto riesgo
(Pham et al. 2018)	Japón	Aguas residuales municipales tratadas	Arroz	Tierra, forraje	-	Riego de arroz	Cu, Cr, Zn, Cd, Pb, As, Mn, Ni, Mo	Por debajo del limite
(Mcheik et al. 2017)	Jordania	Aguas residuales municipales tratadas secundariamente	Arveja, cebada	Agua	Franco arenoso arcilloso	Riego por goteo	Pb	No detectado
(Alghobar 2014)	India	Aguas residuales domesticas tratadas	Maíz	Tierra, forraje	Incapaz de encontrar papel		-	Por debajo del limite
(Minhas et al. 2006)	India	Agua de alcantarillado mezclada con agua subterránea	Sorgo	Agua	Marga	Riego por inundación	Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni, y Pb	Por debajo del limite

(Ta'any, Ammari y Jiries 2013)	Jordania	Aguas residuales tratadas (fuente no especificada)	Tamarix sativa, alfalfa, perla de mijo y atriplex hallimus	Tierra, forraje	Arena sedimentosa	Riego por inundación	Cu, Pb, Cr, Cd	Por debajo del limite
(Trinh et al. 2013)	Vietnam	Domestica e industrial	Arroz	Agua	-	Riego de arroz	Pb, Hg, As, Mn, Cr	Por debajo del limite
(Fitamo et al. 2011)	Etiopia	Aguas residuales descargadas en rio (domestica industrial y comercial)	Avena, alfalfa, rodas, desmodio, setaria	Forraje	Arcilla, franco arenoso	-	Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Se, As	Acumulación significativa
(Mojiri y Aziz 2011)	Irán	Aguas residuales municipales	Trigo	Forraje	-	Riego por inundación y goteo	Mn, Ni, Cd, Fe	Por encima del limite
(Al-Othman y Selim 2011)	Egipto	Aguas residuales tratadas secundariamente	Perla de mijo	Forraje	Suelo franco arenoso	Riego por inundación	Zn, Cu, Cr, Cd, Pb, Ni	Por debajo del limite

(Al-karaki 2011)	Jordania	Aguas residuales tratadas terciariamente	Cebada	Forraje	-	Hidroponía	Pb, Ni, Cr, Cd	Por debajo del limite
(Simmons et al. 2010)	Pakistán	Aguas residuales domesticas	Trigo	Forraje	Franco arenoso	-	Cd, Pb, Zn	Por debajo del limite
(Asghar, Khan y Mushtaq 2008)	Australia	Aguas residuales tratadas en planta de pulpa y papel	Maíz, sorgo, trébol, trigo, avena, raigrás, triticales	Agua	-	-	As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hb, Ni, Mn, Zn	Por debajo del limite
(Song et al. 2005)	China	Aguas residuales domesticas e industriales	Trigo	Tierra	Marga, franco arenoso, franco limoso	-	Cd	Acumulación leve
(Varadarajan, Paliwal y Rajamanickam 1992)	India	Aguas residuales	-	Sangre de vaca, leche de vaca	-	-	Fe, Pb, Zn	Por debajo del limite

### 4.3.3. Remoción de nutrientes

El riego de piensos para el ganado mediante la reutilización de aguas residuales no solo contribuye a la reducción de las necesidades de fertilización, sino también a la descarga de nutrientes en el medio ambiente. Esto último da lugar a diversas amenazas biogeoquímicas, que se manifiestan en la eutrofización de las aguas subterráneas y superficiales. Más allá de la eutrofización, mientras existan y se respeten las regulaciones de riego y los criterios de descarga, y la aplicación se ajuste a las necesidades de nutrientes de los cultivos y a la capacidad de infiltración/retención de agua del suelo, no existe una amenaza significativa. Trinh et al. (2013a) estimaron que la reutilización de aguas residuales para el cultivo de piensos para el ganado puede reducir las descargas de N y P en el medio ambiente hasta en un 27% y un 17% respectivamente. Además, la práctica se puede utilizar como un tratamiento terciario para la eliminación de nutrientes. De hecho, Muramatsu et al. (Muramatsu et al. 2015) utilizaron una instalación experimental compuesta por un campo de arroz simulado y un tanque de almacenamiento para monitorear la cantidad de nitrógeno total que el arroz forrajero puede eliminar del agua tratada municipal circulante utilizada para el riego. Los autores compararon los resultados con un sistema de control donde se utilizó el método convencional de irrigación de arrozales, el riego superficial no circular. Además, los autores compararon los resultados de todos sus experimentos con un caso similar en el que el arroz cultivado estaba destinado al consumo humano (Muramatsu et al. 2014). Los resultados obtenidos demuestran que la eliminación total de nitrógeno alcanzó un promedio de 99,7% para los métodos de riego circulantes de arriba a arriba y de abajo a arriba. En cuanto al sistema de control, la eliminación total de nitrógeno observada fue menor aunque comparable a la del sistema de riego circulante con un valor de 98,4%. Esta tasa es tres veces superior a la reportada para el arroz destinado al consumo humano, mientras que la necesidad de fertilización para este último es mayor que la del arroz forrajero (Muramatsu et al. 2014; Islam et al. 2017). Sin embargo, el método circulante liberaba casi el doble de N a la atmósfera que el sistema de control

donde el agua no circulaba, lo que podría ser la razón detrás de las bajas tasas de TN al final del experimento. Dicho esto, las liberaciones de N a la atmósfera bajo los regímenes de riego de aguas residuales deben evaluarse más a fondo. Muramatsu et al. (2014) los resultados no están de acuerdo con los reportados por Watanabe et al. (2017) quienes determinaron que sólo el 73.6% de la TN suministrada fue removida en el método convencional comparado con un promedio de 96.6% cuando el agua circuló (Fig. 5). Pham et al. (2018) y Tran et al. (2019) encontraron una eliminación de TN aún menor para el riego superficial no circulado con tasas tan bajas como 58% y 49.7%, respectivamente. Estas diferencias podrían deberse a diferentes factores, uno de los cuales es la fracción orgánica de N en las aguas residuales tratadas utilizadas. De hecho, a altas concentraciones, el  $\text{NH}_3$  puede volitizar. El porcentaje notificado de  $\text{NH}_3$  en las corrientes de agua utilizadas en ambos experimentos es significativamente diferente. Watanabe et al. (2017) reportaron altos niveles de amoníaco que alcanzan hasta el 40% de TN en comparación con Muramatsu et al. (2015) que reportaron una fracción del 10%. Además, la concentración inicial de TN en las diferentes corrientes podría haber acentuado este fenómeno. Muramatsu et al. (2015) utilizaron aguas residuales tratadas con una concentración de casi  $33\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y Watanabe et al. (2017) informaron una concentración media similar de alrededor de  $30\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Estos valores no son significativamente diferentes, sin embargo, podrían haber contribuido hasta cierto punto a las tasas de eliminación de las ENT.

## V. CONCLUSIONES

La reutilización de las aguas residuales en el cultivo de piensos representa una oportunidad para aliviar la presión sobre los sectores del agua y la energía, al tiempo que mejora la producción de alimentos gracias al aumento de los rendimientos obtenidos de la práctica. Esta aplicación de reutilización de aguas residuales es una de las pocas que genera una aceptación relativamente alta entre la población, ya que más personas están dispuestas a utilizar el recurso en el cultivo de cultivos no alimentarios en comparación con el cultivo de cultivos alimentarios u otras aplicaciones como el lavado de platos. Esta revisión presenta los estudios existentes que investigaron la práctica desde una perspectiva social, ambiental o económica y detalla los diferentes parámetros considerados hasta el momento, así como los que necesitan una mayor investigación. Las conclusiones generales extraídas de los 85 artículos de revistas revisadas por pares son:

1. El conocimiento es el factor más prevalente que influye en el nivel de aceptación de la reutilización de aguas residuales tratadas. Para organizar campañas de sensibilización, es necesario proporcionar al público información sobre el cumplimiento de la calidad de la EDAR y las normas de reutilización para poder generar una mayor tasa de aceptación entre la población.
2. La actitud de los agricultores es importante, ya que son los principales interesados en la agricultura. Posteriormente, las campañas de sensibilización deben centrarse en la participación de los agricultores tanto como de los consumidores.
3. Hay una falta de estudios exhaustivos de ACV que evalúen la práctica.
4. Los futuros estudios deben considerar todos los diferentes componentes y parámetros que dan lugar a las emisiones de gases de efecto invernadero, el secuestro y la compensación para poder tener una evaluación exhaustiva de la huella de carbono en relación con la práctica.

5. La evaluación actual se limita a un solo parámetro que no refleja el potencial de calentamiento global de la práctica. Hay una falta de estudios que hayan considerado de manera integral todos los factores relacionados con las cargas ambientales e incluido todas las fuentes y compensaciones de GEI (distribución, flujos de suelo, compensación de fertilizantes); e hizo fuertes comparaciones con las mismas cargas ambientales en el riego de aguas superficiales o subterráneas
6. Se ha informado de que los métodos de riego utilizados en los cultivos forrajeros y el tipo y la textura del suelo influyen en la acumulación de contaminantes de interés emergente, a partir de entonces, para influir en la ecotoxicidad y la toxicidad humana de la práctica. Sin embargo, algunos estudios no informaron de estos parámetros. Además, no hay estudios comparativos entre los diferentes tipos de cultivos forrajeros y los suelos que utilizan diferentes fuentes de aguas residuales en términos de resistencia a los contaminantes y aumento de los rendimientos.
7. El impacto de las diferentes fuentes de aguas residuales en la biota del suelo no se ha considerado en los artículos existentes.
8. Ninguno de los estudios que consideraron la huella hídrica evaluó los tres componentes, señalando que se ha informado que bajo diferentes escenarios, sus valores pueden variar significativamente.
9. Como los piensos para el ganado no requieren aguas residuales altamente purificadas, se pueden introducir modificaciones tecnológicas en la EDAR, que reducirán el costo del tratamiento y aumentarán el beneficio económico asociado con la reutilización de aguas residuales para cultivar forraje.

## VI. RECOMENDACIONES

Las recomendaciones para futuras investigaciones son las siguientes:

Los estudios sociales que se han realizado hasta ahora se han centrado en informar del nivel de aceptación del público, al tiempo que se investigan los factores que alteran la aprobación del público, en lugar de comprender la razón de esta influencia para planificar mejor las campañas de sensibilización. Por ejemplo, aunque se investigaron las actitudes de los agricultores, no se ha examinado de manera considerable la razón de sus opiniones divergentes sobre la reutilización de las aguas residuales. Lo mismo se aplica al caso de las mujeres, que, según se informa, tienen menos probabilidades de aceptar la reutilización de aguas residuales que los hombres. Esta tendencia puede explicarse por el altruismo materno, que alude al hecho de que las mujeres con hijos pueden cuestionar la adopción de nuevas tecnologías para sus hijos y para sí mismas, es decir, la reutilización de aguas residuales. La mayoría de las mujeres con hijos son mujeres. Esta es una dirección de investigación que vale la pena investigar más. Por ejemplo, el altruismo materno puede aplicarse a los agricultores que tienen la responsabilidad de suministrar alimentos de buena calidad a sus consumidores y, por lo tanto, puede requerir garantías y consideración adicionales antes de adoptar agua reciclada. Como tal, el altruismo de un agricultor podría ser la razón por la que tienden a rechazar la idea de utilizar agua reciclada, aunque pueden estar satisfechos con la calidad y el beneficio en el rendimiento del cultivo. En cuanto al análisis ambiental, hay una laguna en la literatura sobre la investigación de las implicaciones ambientales generadas por la práctica. La mayoría de los estudios reportados han considerado sólo un aspecto de un ACV de la fertiirrigación de aguas residuales. Además, las evaluaciones realizadas no fueron exhaustivas, ya que sí tuvieron en cuenta las consecuencias de la fertiirrigación en el nexo suelo-agua y energía-agua. Por ejemplo, ningún estudio ha considerado todos los aspectos involucrados en el potencial de calentamiento global de la reutilización de aguas residuales en cultivos de la cuna a la tumba.



Además, el impacto de la fertirrigación de aguas residuales en la microbiota del suelo y su impacto en los flujos de GEI del suelo permanece inexplorado. En el caso de los impactos humanos y de la ecotoxicidad, es necesario realizar estudios comparativos entre el cultivo de múltiples cultivos en diferentes suelos utilizando aguas residuales de composición química variable y diferentes técnicas y regímenes de riego, y su impacto en las propiedades del suelo, calidad y rendimiento de los cultivos. Además, la huella hídrica de la práctica debe evaluarse utilizando los tres componentes de la HI para optimizar mejor los recursos y prevenir la contaminación. Para una mejor optimización de HI y la capacidad de campo, los futuros estudios deben considerar cómo se pueden modificar los procesos de tratamiento de aguas residuales de diferentes industrias para producir efluentes con las propiedades químicas requeridas con menores requerimientos energéticos y costos reducidos. Además, la oportunidad de la simbiosis industrial se puede investigar más a fondo examinando la posibilidad de mezclar diferentes fuentes de aguas residuales para obtener la proporción perfecta de nutrientes.

## VII. REFERENCIAS

- ABDULLA A y OUKI S, 2015. the Potential of Wastewater Reuse for Agricultural Irrigation in Libya: Tobruk As a Case Study. *Global NEST Journal* [en línea], vol. 17, no. X, pp. 357-369. Disponible en: [https://journal.gnest.org/sites/default/files/Submissions/gnest\\_01518/gnest\\_01518\\_published.pdf](https://journal.gnest.org/sites/default/files/Submissions/gnest_01518/gnest_01518_published.pdf).
- AGUILERA EGUÍA, R., 2014. ¿Revisión sistemática, revisión narrativa o metaanálisis? *Rev Soc Esp Dolor* [en línea], vol. 21, no. 6, pp. 359-360. Disponible en: [https://scielo.isciii.es/pdf/dolor/v21n6/10\\_carta.pdf](https://scielo.isciii.es/pdf/dolor/v21n6/10_carta.pdf).
- AHMAD, S., 1991. Public attitude towards water and water reuse. *Water Science and Technology* [en línea], vol. 23, no. 10-12, pp. 2165-2170. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.1991.0674. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0674>.
- AHMED, D.A. y SLIMA, D.F., 2018. Heavy metal accumulation by *Corchorus olitorius* L. irrigated with wastewater. *Environmental Science and Pollution Research* [en línea], vol. 25, no. 15, pp. 14996-15005. ISSN 16147499. DOI 10.1007/s11356-018-1675-1. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1675-1>.
- AL-ANSARI, T., KORRE, A., NIE, Z. y SHAH, N., 2015. Development of a life cycle assessment tool for the assessment of food production systems within the energy, water and food nexus. *Sustainable Production and Consumption* [en línea], vol. 2, no. March, pp. 52-66. ISSN 23525509. DOI 10.1016/j.spc.2015.07.005. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2015.07.005>.
- AL-KARAKI, G.N., 2011. Utilization of treated sewage wastewater for green forage production in a hydroponic  $\text{نظام}$ . *Emir. J. Food Agric.* [en línea], vol. 23, no. 1, pp. 80-94. Disponible en: <https://www.ejmanager.com/mnstemps/137/5315-14362-1-PB.pdf?t=1620741341>.

- AL-OBAIDLI, H., NAMANY, S., GOVINDAN, R. y AL-ANSARI, T., 2019. System-Level Optimisation of Combined Power and Desalting Plants [en línea]. S.I.: Elsevier Masson SAS. ISBN 9780128186343. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818634-3.50284-8>.
- AL-OTHTMAN, A.A. y SELIM, M.M., 2011. Integrated management of treated wastewater reuse in irrigation and its role in environment conservation. WIT Transactions on Ecology and the Environment [en línea], vol. 153, pp. 447-454. ISSN 17433541. DOI 10.2495/WS110391. Disponible en: [10.2495/WS110391](https://doi.org/10.2495/WS110391).
- ALGHOBAR, M.A., 2014. Effect of Sewage Water Irrigation on Soil Properties and Evaluation of the Accumulation of Elements in Grass Crop in Mysore City, Karnataka, India. American Journal of Environmental Protection [en línea], vol. 3, no. 5, pp. 283. ISSN 2328-5680. DOI 10.11648/j.ajep.20140305.22. Disponible en: <http://www.sciencepublishinggroup.com/journal/paperinfo.aspx?journalid=163&doi=10.11648/j.ajep.20140305.22>.
- AMARNATH, J.D. y GUNASEKARAN, P., 2017. Reuse of treated wastewater of Tambaram Municipality to provide sustainable water source for Arignar Anna Zoological Park, Vandalur. Indian Journal of Environmental Protection [en línea], vol. 37, no. 2, pp. 132-139. ISSN 02537141. Disponible en: [http://www.sphinxesai.com/2017/ch\\_vol10\\_no1/1/\(172-179\)V10N1CT.pdf](http://www.sphinxesai.com/2017/ch_vol10_no1/1/(172-179)V10N1CT.pdf).
- ANTWI-AGYEI, P., PEASEY, A., BIRAN, A., BRUCE, J. y ENSINK, J., 2016. Risk perceptions of wastewater use for urban agriculture in Accra, Ghana. PLoS ONE [en línea], vol. 11, no. 3, pp. 1-18. ISSN 19326203. DOI 10.1371/journal.pone.0150603. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150603>.
- ASANO, T. y JIMENEZ, B., 2018. Water Reuse : An International Survey of current practice, issues and needs [en línea]. 2. UK: IWA Publishing. ISBN 9781538655665. Disponible en: [10.2166/9781780401881](https://doi.org/10.2166/9781780401881).

- ASGHAR, M.N., KHAN, S. y MUSHTAQ, S., 2008. Management of treated pulp and paper mill effluent to achieve zero discharge. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 88, no. 4, pp. 1285-1299. ISSN 03014797. DOI 10.1016/j.jenvman.2007.07.004. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.004>.
- AUSIKU, A.P., ANNANDALE, J.G., STEYN, J.M. y SANEWE, A.J., 2020. Improving pearl millet (*Pennisetum glaucum*) productivity through adaptive management of water and nitrogen. *Water (Switzerland)* [en línea], vol. 12, no. 2, pp. 7-10. ISSN 20734441. DOI 10.3390/w12020422. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w12020422>.
- BAAWAIN, M.S., AL-MAMUN, A., OMIDVARBORNA, H., AL-SABTI, A. y CHOUDRI, B.S., 2020. Public perceptions of reusing treated wastewater for urban and industrial applications: challenges and opportunities. *Environment, Development and Sustainability* [en línea], vol. 22, no. 3, pp. 1859-1871. ISSN 15732975. DOI 10.1007/s10668-018-0266-0. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0266-0>.
- BAGHAPOUR, M.A., SHOOSHTARIAN, M.R. y DJAHED, B., 2017. A survey of attitudes and acceptance of wastewater reuse in Iran: Shiraz city as a case study. *Journal of Water Reuse and Desalination* [en línea], vol. 7, no. 4, pp. 511-519. ISSN 22201319. DOI 10.2166/wrd.2016.117. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wrd.2016.117%0A>.
- BAIN, R.E.S., GUNDRY, S.W., WRIGHT, J.A., YANG, H., PEDLEY, S. y BARTRAM, J.K., 2012. Accounting for water quality in monitoring access to safe drinking-water as part of the Millennium Development Goals: lessons from five countries. *Bulletin of the World Health Organization* [en línea], vol. 90, no. 3, pp. 228-235. ISSN 00429686. DOI 10.2471/BLT.11.094284. Disponible en: <https://www.scielosp.org/pdf/bwho/2012.v90n3/228-235/en>.
- BEDBABIS, S., BEN ROUINA, B., BOUKHRIS, M. y FERRARA, G., 2014. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 133, pp. 45-50. ISSN 10958630. DOI 10.1016/j.jenvman.2013.11.007. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.007>.

- BELTRÁN, J. y KOO-OSHIMA, S., 2006. Water desalination for agricultural applications. Fao [en línea], no. April 2004, pp. 60. ISSN 1729-0554. Disponible en: [http://www.arava.co.il/haklaut/mop/d081007/d081007\\_4.pdf](http://www.arava.co.il/haklaut/mop/d081007/d081007_4.pdf).
- BIGGS, T.W. y JIANG, B., 2009. Soil Salinity and Exchangeable Cations in a Wastewater Irrigated Area, India. Journal of Environmental Quality [en línea], vol. 38, no. 3, pp. 887-896. ISSN 1537-2537. DOI 10.2134/jeq2008.0247. Disponible en: <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0247>.
- BRUMMER, J.E. y DAVIS, J.G., 2014. Fertilizing Mountain Meadows. Colorado State University [en línea], pp. 4-6. Disponible en: <https://extension.colostate.edu/topic-areas/agriculture/fertilizing-mountain-meadows-0-535/>.
- CARR, R.M., BLUMENTHAL, U.J. y MARA, D.D., 2004. Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture: Revisiting WHO guidelines. Water Science and Technology [en línea], vol. 50, no. 2, pp. 31-38. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.2004.0081. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0081>.
- CASELLA, P., DE ROSA, L., SALLUZZO, A. y DE GISI, S., 2019. Combining GIS and FAO's crop water productivity model for the estimation of water footprinting in a temporary river catchment. Sustainable Production and Consumption [en línea], vol. 17, no. xxxx, pp. 254-268. ISSN 23525509. DOI 10.1016/j.spc.2018.11.002. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2018.11.002>.
- CASTRO-GONZÁLEZ, N.P., CALDERÓN-SÁNCHEZ, F., PÉREZ-SATO, M., SONÍ-GUILLERMO, E. y REYES-CERVANTES, E., 2019. Health risk due to chronic heavy metal consumption via cow's milk produced in Puebla, Mexico, in irrigated wastewater areas. Food Additives and Contaminants: Part B Surveillance [en línea], vol. 12, no. 1, pp. 38-44. ISSN 19393229. DOI 10.1080/19393210.2018.1520742. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/19393210.2018.1520742>.

- CELY, A., 1999. Metodología de los Escenarios para Estudios Prospectivos. Revista Ingeniería e Investigación [en línea], no. 44, pp. 26-35. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/4902902.pdf>.
- CHAUHAN, J.S. y KUMAR, S., 2020. Wastewater ferti-irrigation: an eco-technology for sustainable agriculture. Sustainable Water Resources Management [en línea], vol. 6, no. 3, pp. 1-11. ISSN 23635045. DOI 10.1007/s40899-020-00389-5. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00389-5>.
- CHOJNACKA, K., WITEK-KROWIAK, A., MOUSTAKAS, K., SKRZYPCZAK, D., MIKULA, K. y LOIZIDOU, M., 2020. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. Renewable and Sustainable Energy Reviews [en línea], vol. 130, pp. 109959. ISSN 18790690. DOI 10.1016/j.rser.2020.109959. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109959>.
- DA FONSECA, A.F., HERPIN, U., DE PAULA, A.M., VICTÓRIA, R.L. y MELFI, A.J., 2007. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. Scientia Agricola [en línea], vol. 64, no. 2, pp. 194-209. ISSN 1678992X. DOI 10.1590/s0103-90162007000200014. Disponible en: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000200014>.
- DARE, A. y MOHTAR, R.H., 2018. Farmer perceptions regarding irrigation with treated wastewater in the West Bank, Tunisia, and Qatar. Water International [en línea], vol. 43, no. 3, pp. 460-471. ISSN 02508060. DOI 10.1080/02508060.2018.1453012. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/02508060.2018.1453012>.
- DRECHSEL, P., RASCHID-SALLY, L., WILLIAMS, S. y WEALE, J., 2006. Recycling realities: Managing health risks to make wastewater an asset. International Water Management Institute (IWMI) [en línea], no. 17, pp. 1-6. Disponible en: [http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Water\\_Policy\\_Briefs/PDF/wpb17.pdf](http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Water_Policy_Briefs/PDF/wpb17.pdf).

- EMONGOR, V.E., MACHENG, B.J. y KEFILWE, S., 2012. Effects of secondary sewage effluent on the growth, development, fruit yield and quality of tomatoes (*Lycopersicon lycopersicum* (L.) Kartern). *Acta Horticulturae* [en línea], vol. 944, pp. 29-40. ISSN 05677572. DOI 10.17660/ActaHortic.2012.944.3. Disponible en: 10.17660/ActaHortic.2012.944.3.
- EUROPEAN COMMISSION, 2017. Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge [en línea]. S.I.: Joint Research Centre. ISBN ISBN 978-92-79-77176-7. Disponible en: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/minimum-quality-requirements-water-reuse-agricultural-irrigation-and-aquifer-recharge>.
- FALK, M.W., REARDON, D.J., NEETHLING, J.B., CLARK, D.L. y PRAMANIK, A., 2013. Striking the Balance between Nutrient Removal, Greenhouse Gas Emissions, Receiving Water Quality, and Costs. *Water Environment Research* [en línea], vol. 85, no. 12, pp. 2307-2316. ISSN 10614303. DOI 10.2175/106143013x13807328848379. Disponible en: <https://doi.org/10.2175/106143013X13807328848379>.
- FAO, 2016. FAO's Information System on Water and Agriculture (AQUASTAT): Water Agricultural and Other Water Uses. [en línea]. S.I.: Land and Water Division (NRL) United States. Disponible en: <http://www.fao.org/3/i4203e/i4203e.pdf>.
- FAO y IFIF, 2018. Good Practices for the Feed Industry. Implementing the Codex Alimentarius Code of Practice on Good Animal Feeding. 9. Rome: FAO ANIMAL PRODUCTION AND HEALTH. ISBN 9789251064870.
- FARES, A., BENSLEY, A., BAYABIL, H., AWAL, R., FARES, S., VALENZUELA, H. y ABBAS, F., 2017. Carbon dioxide emission in relation with irrigation and organic amendments from a sweet corn field. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* [en línea], vol. 52, no. 6, pp. 387-394. ISSN 15324109. DOI 10.1080/03601234.2017.1292094. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2017.1292094>.

- FERNÁNDEZ-LUQUEÑO, F., REYES-VARELA, V., CERVANTES-SANTIAGO, F., GÓMEZ-JUÁREZ, C., SANTILLÁN-ARIAS, A. y DENDOOVEN, L., 2010. Emissions of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from soil receiving urban wastewater for maize (*Zea mays* L.) cultivation. *Plant and Soil* [en línea], vol. 331, no. 1, pp. 203-215. ISSN 0032079X. DOI 10.1007/s11104-009-0246-0. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0246-0>.
- FIELDING, K.S., DOLNICAR, S. y SCHULTZ, T., 2019. Public acceptance of recycled water. *International Journal of Water Resources Development* [en línea], vol. 35, no. 4, pp. 551-586. ISSN 13600648. DOI 10.1080/07900627.2017.1419125. Disponible en: <http://doi.org/10.1080/07900627.2017.1419125>.
- FITAMO, D., LETA, S., BELAY, G., LEMMA, B. y OLSSON, M., 2011. Phytoavailability of Heavy Metals and Metalloids in Soils Irrigated with Wastewater, Akaki, Ethiopia: A Greenhouse Study. *Soil and Sediment Contamination* [en línea], vol. 20, no. 7, pp. 745-766. ISSN 15320383. DOI 10.1080/15320383.2011.609196. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/15320383.2011.609196>.
- FOURIE, J.C., THERON, H. y OCHSE, C.H., 2015. Effect of irrigation with diluted winery wastewater on the performance of two grass cover crops in vineyards. *South African Journal of Enology and Viticulture* [en línea], vol. 36, no. 2, pp. 210-222. ISSN 0253939X. DOI 10.21548/36-2-954. Disponible en: <https://doi.org/10.21548/36-2-954>.
- GARCÍA-PERDOMO, H.A., 2015. Conceptos fundamentales de las revisiones sistemáticas/metaanálisis. *Urología Colombiana* [en línea], vol. 24, no. 1, pp. 28-34. ISSN 0120789X. DOI 10.1016/j.uroco.2015.03.005. Disponible en: <https://www.elsevier.es/es-revista-urologia-colombiana-398-pdf-S0120789X15000076>.
- GHIAT, I., GOVINDAN, R., NAMANY, S. y AL-ANSARI, T., 2020. Network Optimization Model for a Sustainable Supply Network for Greenhouses [en línea]. S.I.: Elsevier Masson SAS. ISBN 9780128233771. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823377-1.50315-3>.



- GLOBAL WATER INTELLIGENCE, 2010. Municipal Reuse Markets [en línea]. Oxford: Media Anal. Ltd. Disponible en: [https://www.globalwaterintel.com/client\\_media/uploaded/Municipal\\_Reuse\\_Markets2010\\_toc.pdf](https://www.globalwaterintel.com/client_media/uploaded/Municipal_Reuse_Markets2010_toc.pdf).
- GONZÁLEZ-MÉNDEZ, B., WEBSTER, R., FIEDLER, S., LOZA-REYES, E., HERNÁNDEZ, J.M., RUÍZ-SUÁREZ, L.G. y SIEBE, C., 2015. Short-term emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in response to periodic flood irrigation with waste water in the Mezquital Valley of Mexico. Atmospheric Environment [en línea], vol. 101, pp. 116-124. ISSN 18732844. DOI 10.1016/j.atmosenv.2014.10.048. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.10.048>.
- GOODWIN, D., RAFFIN, M., JEFFREY, P. y SMITH, H.M., 2018. Informing public attitudes to non-potable water reuse – The impact of message framing. Water Research [en línea], vol. 145, pp. 125-135. ISSN 18792448. DOI 10.1016/j.watres.2018.08.006. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.006>.
- GRZEGORCZYK, S. y GRABOWSKI, K., 2019. The K:(Ca+Mg) ratio in meadow sward irrigated with wastewater. Journal of Elementology [en línea], vol. 24, no. 3, pp. 953-959. ISSN 16442296. DOI 10.5601/jelem.2018.23.4.1750. Disponible en: <http://jsite.uwm.edu.pl/articles/view/1750/>.
- GRZEGORCZYK, S., GRABOWSKI, K. y OLSZEWSKA, M., 2020. Content of potassium, calcium, magnesium, phosphorus and sodium in meadow sward irrigated with wastewater. Journal of Elementology [en línea], vol. 25, no. 1, pp. 249-257. ISSN 16442296. DOI 10.5601/jelem.2019.24.2.1845. Disponible en: <http://jsite.uwm.edu.pl/articles/view/1845/>.
- HAMILTON, A.J., STAGNITTI, F., XIONG, X., KREIDL, S.L., BENKE, K.K. y MAHER, P., 2007. Wastewater Irrigation: The State of Play. Vadose Zone Journal [en línea], vol. 6, no. 4, pp. 823-840. ISSN 1539-1663. DOI 10.2136/vzj2007.0026. Disponible en: <https://doi.org/10.2136/vzj2007.0026>.

- HANJRA, M.A., BLACKWELL, J., CARR, G., ZHANG, F. y JACKSON, T.M., 2012. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* [en línea], vol. 215, no. 3, pp. 255-269. ISSN 14384639. DOI 10.1016/j.ijheh.2011.10.003. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.10.003>.
- HERNÁNDEZ SAMPIERI, R. y MENDOZA TORRES, C.P., 2018. Metodología de la investigación: las tres rutas cuantitativa, cualitativa y mixta [en línea]. S.l.: s.n. ISBN 978-1-4562-6096-5. Disponible en: [http://www.mhhe.com/latam/sampieri\\_mi1e](http://www.mhhe.com/latam/sampieri_mi1e).
- HOEKSTRA, A.Y. y MEKONNEN, M.M., 2012. The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [en línea], vol. 109, no. 9, pp. 3232-3237. ISSN 00278424. DOI 10.1073/pnas.1109936109. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109>.
- HUSSAIN, M.I., MUSCOLO, A., FAROOQ, M. y AHMAD, W., 2019. Sustainable use and management of non-conventional water resources for rehabilitation of marginal lands in arid and semiarid environments. *Agricultural Water Management* [en línea], vol. 221, no. April, pp. 462-476. ISSN 18732283. DOI 10.1016/j.agwat.2019.04.014. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.014>.
- INES, B.S., IMED, M., FRIKHA, D., MOHAMED, C. y ADELE, M., 2017. Reclaimed municipal wastewater for forage production. *Water Science and Technology* [en línea], vol. 75, no. 8, pp. 1784-1793. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.2017.048. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.048>.
- IQBAL, Z., ABBAS, F., IBRAHIM, M., QURESHI, T.I., GUL, M. y MAHMOOD, A., 2020. Human health risk assessment of heavy metals in raw milk of buffalo feeding at wastewater-irrigated agricultural farms in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 23, pp. 29567-29579. ISSN 16147499. DOI 10.1007/s11356-020-09256-4.

- ISLAM, M.S., SARKER, N.R., ALI, Y.M., HABIB, M.R., BILLAH, M.M., MIAH, M.A.H., KABIR, M.H. y SHAHJAHAN, M., 2017. Comparative study on fodder and rice production with the emphasis of economic profitability. *International Journal of Natural and Social Sciences* [en línea], vol. 4, no. 4, pp. 01-05. Disponible en: [https://www.researchgate.net/profile/Md-Shahjahan-4/publication/320934338\\_Comparative\\_study\\_on\\_fodder\\_and\\_rice\\_production\\_with\\_the\\_emphasis\\_of\\_economic\\_profitability/links/5a03d2230f7e9beb1772d59d/Comparative-study-on-fodder-and-rice-production-with-the-e](https://www.researchgate.net/profile/Md-Shahjahan-4/publication/320934338_Comparative_study_on_fodder_and_rice_production_with_the_emphasis_of_economic_profitability/links/5a03d2230f7e9beb1772d59d/Comparative-study-on-fodder-and-rice-production-with-the-e).
- ITO, A., NISHINA, K., ISHIJIMA, K., HASHIMOTO, S. y INATOMI, M., 2018. Emissions of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) from soil surfaces and their historical changes in East Asia: a model-based assessment. *Progress in Earth and Planetary Science* [en línea], vol. 5, no. 1, pp. 1-13. ISSN 21974284. DOI 10.1186/s40645-018-0215-4. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s40645-018-0215-4>.
- JANG, T., JUNG, M., LEE, E., PARK, S., LEE, J. y JEONG, H., 2013. Assessing environmental impacts of reclaimed wastewater irrigation in paddy fields using bioindicator. *Irrigation Science* [en línea], vol. 31, no. 5, pp. 1225-1236. ISSN 03427188. DOI 10.1007/s00271-013-0401-5. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00271-013-0401-5>.
- JIMÉNEZ, B., CARRANZA, F. y MEDINA, N., 2011. Agricultural water reuse in Nicaragua: Extent, actual practices, perception and perspectives. *Journal of Water Reuse and Desalination* [en línea], vol. 1, no. 4, pp. 185-201. ISSN 22201319. DOI 10.2166/wrd.2011.051. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wrd.2011.051%0A>.
- LAHLOU, F. zahra, MACKEY, H.R., MCKAY, G., ONWUSOGH, U. y AL-ANSARI, T., 2020. Water planning framework for alfalfa fields using treated wastewater fertigation in Qatar: An energy-water-food nexus approach. *Computers and Chemical Engineering* [en línea], vol. 141, pp. 106999. ISSN 00981354. DOI 10.1016/j.compchemeng.2020.106999. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2020.106999>.

- LAL, K., MINHAS, P.S., YADAV, R.K. y ROSIN, K.G., 2020. GHG mitigation from sewage effluents: C sequestration after reuse in different urban cropping systems. *Carbon Management* [en línea], vol. 11, no. 3, pp. 281-290. ISSN 17583012. DOI 10.1080/17583004.2020.1752060. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/17583004.2020.1752060>.
- LINARES-ESPINÓS, E., HERNÁNDEZ, V., DOMÍNGUEZ-ESCRIG, J.L., FERNÁNDEZ-PELLO, S., HEVIA, V., MAYOR, J., PADILLA-FERNÁNDEZ, B. y RIBAL, M.J., 2018. Methodology of a systematic review. *Actas Urológicas Espanolas* [en línea], vol. 42, no. 8, pp. 499-506. ISSN 02104806. DOI 10.1016/j.acuro.2018.01.010. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.acuro.2018.01.010>.
- LOUTFY, N., 2010. Reuse of Wastewater in Mediterranean Region, Egyptian Experience. *Hdb Env Chem* [en línea], pp. 183-213. DOI 10.1007/698\_2010\_76. Disponible en: <https://www.ircwash.org/sites/default/files/Loutfy-2011-Reuse.pdf>.
- MAASS, O. y GRUNDMANN, P., 2018. Governing transactions and interdependences between linked value chains in a circular economy: The case of wastewater reuse in Braunschweig (Germany). *Sustainability (Switzerland)* [en línea], vol. 10, no. 4, pp. 1-29. ISSN 20711050. DOI 10.3390/su10041125. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su10041125>.
- MARASENI, T.N., MUSHTAQ, S., HAFEEZ, M. y MAROULIS, J., 2010. Greenhouse gas implications of water reuse in the Upper Pumpanga River Integrated Irrigation System, Philippines. *Agricultural Water Management* [en línea], vol. 97, no. 3, pp. 382-388. ISSN 03783774. DOI 10.1016/j.agwat.2009.10.007. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.10.007>.
- MATHEYARASU, R., SESHADRI, B., BOLAN, N.S. y NAIDU, R., 2016. Assessment of nitrogen losses through nitrous oxide from abattoir wastewater-irrigated soils. *Environmental Science and Pollution Research* [en línea], vol. 23, no. 22, pp. 22633-22646. ISSN 16147499. DOI 10.1007/s11356-016-7438-y. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7438-y>.

- MATOS, Z. y MATOS, C., 2010. La construcción del marco teórico en la investigación educativa. Apuntes para su orientación metodológica en la tesis. EduSol [en línea], vol. 10, no. 31, pp. 92-105. ISSN 1729-8091. Disponible en: <https://investigar1.files.wordpress.com/2010/05/marco-e-hipotesis-investigacion.pdf>.
- MCHEIK, M., TOUFAILY, J., HAJ HASSAN, B., HAMIEH, T., ABI SAAB, M.T., ROUPHAEL, Y., FERRACIN, E., DA SHIO, B., BASHABSHAH, I. y AL HADIDI, L., 2017. Reuse of treated municipal wastewater in irrigation: a case study from Lebanon and Jordan. Water and Environment Journal [en línea], vol. 31, no. 4, pp. 552-558. ISSN 17476593. DOI 10.1111/wej.12278. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/wej.12278>.
- MENEGAKI, A.N., HANLEY, N. y TSAGARAKIS, K.P., 2007. The social acceptability and valuation of recycled water in Crete: A study of consumers' and farmers' attitudes. Ecological Economics [en línea], vol. 62, no. 1, pp. 7-18. ISSN 09218009. DOI 10.1016/j.ecolecon.2007.01.008. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.008>.
- MILLAR, N., DOLL, J.E. y ROBERTSON, G.P., 2014. The four main management factors that help reduce N 2. Climate Change and Agriculture Fact Sheet Series [en línea], no. November. Disponible en: [http://msue.anr.msu.edu/uploads/resources/pdfs/Management\\_of\\_Nitrogen\\_Fertilizer\\_\(E3152\).pdf](http://msue.anr.msu.edu/uploads/resources/pdfs/Management_of_Nitrogen_Fertilizer_(E3152).pdf).
- MINHAS, P.S., SHARMA, N., YADAV, R.K. y JOSHI, P.K., 2006. Prevalence and control of pathogenic contamination in some sewage irrigated vegetable, forage and cereal grain crops. Bioresource Technology [en línea], vol. 97, no. 10, pp. 1174-1178. ISSN 09608524. DOI 10.1016/j.biortech.2005.05.006. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.006>.

- MOJIRI, A. y AZIZ, H.A., 2011. Effects of municipal wastewater on accumulation of heavy metals in soil and wheat (*Triticum aestivum* L.) with two irrigation methods. *Romanian Agricultural Research* [en línea], no. 28, pp. 217-222. ISSN 12224227. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/225285955\\_Effects\\_of\\_municipal\\_wastewater\\_on\\_accumulation\\_of\\_heavy\\_metals\\_in\\_soil\\_and\\_wheat\\_Triticum\\_aestivum\\_L\\_with\\_two\\_irrigation\\_methods](https://www.researchgate.net/publication/225285955_Effects_of_municipal_wastewater_on_accumulation_of_heavy_metals_in_soil_and_wheat_Triticum_aestivum_L_with_two_irrigation_methods).
- MONTEITH, H.D., SAHELY, H.R., MACLEAN, H.L. y BAGLEY, D.M., 2005. A Rational Procedure for Estimation of Greenhouse-Gas Emissions from Municipal Wastewater Treatment Plants. *Water Environment Research* [en línea], vol. 77, no. 4, pp. 390-403. ISSN 1554-7531. DOI 10.1002/j.1554-7531.2005.tb00298.x. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/j.1554-7531.2005.tb00298.x>.
- MORENO, B., MUÑOZ, M., CUELLAR, J., DOMANCIC, S. y VILLANUEVA, J., 2018. Revisiones Sistemáticas: definición y nociones básicas. *Revista clínica de periodoncia, implantología y rehabilitación oral* [en línea], vol. 11, no. 3, pp. 184-186. ISSN 0719-0107. DOI 10.4067/s0719-01072018000300184. Disponible en: <https://doi.org/10.4067/S0719-01072018000300184>.
- MORERA, S., COROMINAS, L., POCH, M., ALDAYA, M.M. y COMAS, J., 2016. Water footprint assessment in wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production* [en línea], vol. 112, pp. 4741-4748. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2015.05.102. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.102>.
- MORSE, J., BARRETT, M., MAYAN, M., OLSON, K. y SPIERS, J., 2002. Verification Strategies for Establishing Reliability and Validity in Qualitative Research. *International Journal of Qualitative Methods* [en línea], vol. 812, no. 2, pp. 325-331. ISSN 22148019. DOI 10.1007/978-1-4939-0620-8\_43. Disponible en: [https://sites.ualberta.ca/~iiqm/backissues/1\\_2Final/pdf/morseetal.pdf](https://sites.ualberta.ca/~iiqm/backissues/1_2Final/pdf/morseetal.pdf).

- MUKLADA, H., KLEIN, J.D., GLASSER, T.A., DVASH, L., AZAIZEH, H., HALABI, N., DAVIDOVICH-RIKANATI, R., LEWINSOHN, E. y LANDAU, S.Y., 2018. Initial evaluation of willow (*Salix acmophylla*) irrigated with treated wastewater as a fodder crop for dairy goats. *Small Ruminant Research* [en línea], vol. 163, no. July, pp. 76-83. ISSN 09214488. DOI 10.1016/j.smallrumres.2017.10.013. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.smallrumres.2017.10.013>.
- MURAMATSU, A., ITO, H., SASAKI, A., KAJIHARA, A. y WATANABE, T., 2015. Cultivation of rice for animal feed with circulated irrigation of treated municipal wastewater for enhanced nitrogen removal: Comparison of cultivation systems feeding irrigation water upward and downward. *Water Science and Technology* [en línea], vol. 72, no. 4, pp. 579-584. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.2015.251. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.251>.
- MURAMATSU, A., WATANABE, T., SASAKI, A., ITO, H. y KAJIHARA, A., 2014. Rice production with minimal irrigation and no nitrogen fertilizer by intensive use of treated municipal wastewater. *Water Science and Technology* [en línea], vol. 70, no. 3, pp. 510-516. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.2014.250. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2014.250%0A>.
- PARMAR, J.K., BHANVADIA, A.S., RAMANI, V.P. y RATHOD, S., 2017. Effect of treated dairy effluent water on yield, nutrient content and uptake by castor-sorghum sequence. *Nature Environment and Pollution Technology* [en línea], vol. 16, no. 1, pp. 279-286. ISSN 23953454. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/316673082\\_Effect\\_of\\_treated\\_dairy\\_effluent\\_water\\_on\\_yield\\_nutrient\\_content\\_and\\_uptake\\_by\\_castor-sorghum\\_sequence](https://www.researchgate.net/publication/316673082_Effect_of_treated_dairy_effluent_water_on_yield_nutrient_content_and_uptake_by_castor-sorghum_sequence).
- PARMENTER, K. y GELLINGS, C., 2017. Energy efficiency in fertilizer production and use [en línea]. S.I.: Electric Power Research Institute. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/267818595\\_Energy\\_efficiency\\_in\\_fertilizer\\_production\\_and\\_use](https://www.researchgate.net/publication/267818595_Energy_efficiency_in_fertilizer_production_and_use).

- PEDRERO, F., GRATTAN, S.R., BEN-GAL, A. y VIVALDI, G.A., 2020. Opportunities for expanding the use of wastewaters for irrigation of olives. *Agricultural Water Management* [en línea], vol. 241, no. April, pp. 106333. ISSN 18732283. DOI 10.1016/j.agwat.2020.106333. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106333>.
- PESCOD, M.B., 1992. *Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage* [en línea]. Rome: s.n. ISBN 9253042192. Disponible en: [http://eprints.icrisat.ac.in/8638/1/RP\\_07946\\_wastewater\\_treatment.....pdf](http://eprints.icrisat.ac.in/8638/1/RP_07946_wastewater_treatment.....pdf).
- PETOUSI, I., FOUNTOULAKIS, M.S., STENTIFORD, E.I. y MANIOS, T., 2015. Farmers' Experience, Concerns and Perspectives in Using Reclaimed Water for Irrigation in a Semi-Arid Region of Crete, Greece. *Irrigation and Drainage* [en línea], vol. 64, no. 5, pp. 647-654. ISSN 15310361. DOI 10.1002/ird.1936. Disponible en: 10.1002/ird.1936.
- PHAM, D.D., CAI, K., PHUNG, L.D., KAKU, N., SASAKI, A., SASAKI, Y., HORIGUCHI, K., PHAM, D.V. y WATANABE, T., 2019. Rice cultivation without synthetic fertilizers and performance of microbial fuel cells (MFCs) under continuous irrigation with treated wastewater. *Water (Switzerland)* [en línea], vol. 11, no. 7, pp. 1-15. ISSN 20734441. DOI 10.3390/w11071516. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/w11071516>.
- PHAM, D.D., KURASHIMA, S., KAKU, N., SASAKI, A., PU, J. y WATANABE, T., 2018. Bottom-to-top continuous irrigation of treated municipal wastewater for effective nitrogen removal and high quality rice for animal feeding. *Water Science and Technology: Water Supply* [en línea], vol. 18, no. 4, pp. 1183-1195. ISSN 16069749. DOI 10.2166/ws.2017.190. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/ws.2017.190%0A>.
- POUSTIE, A., YANG, Y., VERBURG, P., PAGILLA, K. y HANIGAN, D., 2020. Reclaimed wastewater as a viable water source for agricultural irrigation: A review of food crop growth inhibition and promotion in the context of environmental change. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 739, pp. 139756. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.139756. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139756>.



- QUINN, M., 2014. Qualitative Research & Evaluation Methods [en línea]. 4. Saint Paul: Integrating Theory and Practice. Disponible en: <https://us.sagepub.com/en-us/nam/qualitative-research-evaluation-methods/book232962>.
- RADINGOANA, M.P., DUBE, T. y MAZVIMAVI, D., 2020. Progress in greywater reuse for home gardening: Opportunities, perceptions and challenges. Physics and Chemistry of the Earth [en línea], vol. 116, no. February, pp. 102853. ISSN 14747065. DOI 10.1016/j.pce.2020.102853. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102853>.
- RATNAM, C.H.A., 2004. Upgrading of the wastewater treatment facilities at Koster. People-Centred Approaches to Water and Environmental Sanitation: Proceedings of the 30th WEDC Conference [en línea], pp. 127-129. Disponible en: [https://repository.lboro.ac.uk/articles/conference\\_contribution/Upgrading\\_of\\_the\\_wastewater\\_treatment\\_facilities\\_at\\_Koster/9594884](https://repository.lboro.ac.uk/articles/conference_contribution/Upgrading_of_the_wastewater_treatment_facilities_at_Koster/9594884).
- RAUN, W.R., JOHNSON, G. V., PHILLIPS, S.B., THOMASON, W.E., DENNIS, J.L. y COSSEY, D.A., 1999. Alfalfa Yield Response to Nitrogen Applied After Each Cutting. Soil Science Society of America Journal [en línea], vol. 63, no. 5, pp. 1237-1243. ISSN 1435-0661. DOI 10.2136/sssaj1999.6351237x. Disponible en: <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351237x>.
- REHMAN, S.U., PREDOTOVA, M., AHMAD KHAN, I., SCHLECHT, E. y BUERKERT, A., 2013. Socio-economic characterization of integrated cropping system in urban and peri-urban agriculture of faisalabad,pakistan. Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics [en línea], vol. 114, no. 2, pp. 133-143. ISSN 16129830. Disponible en: <https://www.jarts.info/index.php/jarts/article/view/2013081343363/800>.

- SALIBA, R., CALLIERIS, R., D'AGOSTINO, D., ROMA, R. y SCARDIGNO, A., 2018. Stakeholders' attitude towards the reuse of treated wastewater for irrigation in Mediterranean agriculture. *Agricultural Water Management* [en línea], vol. 204, no. September 2017, pp. 60-68. ISSN 18732283. DOI 10.1016/j.agwat.2018.03.036. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.03.036>.
- SAMARAH, N.H., BASHABSHEH, K.Y. y MAZAHRIH, N.T., 2020. Treated wastewater outperformed freshwater for barley irrigation in arid lands. *Italian Journal of Agronomy* [en línea], vol. 15, no. 3, pp. 183-193. ISSN 20396805. DOI 10.4081/ija.2020.1610. Disponible en: <https://doi.org/10.4081/ija.2020.1610>.
- SATHAIAH, M. y CHANDRASEKARAN, M., 2020. A bio-physical and socio-economic impact analysis of using industrial treated wastewater in agriculture in Tamil Nadu, India. *Agricultural Water Management* [en línea], vol. 241, no. March, pp. 106394. ISSN 18732283. DOI 10.1016/j.agwat.2020.106394. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106394>.
- SIMMONS, R.W., AHMAD, W., NOBLE, A.D., BLUMMEL, M., EVANS, A. y WECKENBROCK, P., 2010. Effect of long-term un-treated domestic wastewater re-use on soil quality, wheat grain and straw yields and attributes of fodder quality. *Irrigation and Drainage Systems* [en línea], vol. 24, no. 1-2, pp. 95-112. ISSN 01686291. DOI 10.1007/s10795-009-9085-7. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10795-009-9085-7>.
- SONG, Y., ZHOU, Q., GONG, P. y SUN, T., 2005. Ecotoxicity of soils contaminated with industrial and domestic wastewater in western Shenyang, China. *Science in China, Series C: Life Sciences* [en línea], vol. 48, no. SUPPL.1, pp. 48-56. ISSN 10069305. DOI 10.1360/04yc0135. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/BF02889801>.
- TA'ANY, R.A., AMMARI, T.G. y JIRIES, A., 2013. Revegetation in arid zones: Environmental impact of treated wastewater irrigation in Al-Karak Province, Jordan. *Polish Journal of Environmental Studies* [en línea], vol. 22, no. 2, pp. 569-575. ISSN 12301485. Disponible en: <http://www.pjoes.com/Revegetation-in-Arid-Zones-Environmental-r->

nImpact-of-Treated-Wastewater-Irrigation,89011,0,2.html.

- TORTAJADA, C., 2020. Contributions of recycled wastewater to clean water and sanitation Sustainable Development Goals. *npj Clean Water* [en línea], vol. 3, no. 1. ISSN 20597037. DOI 10.1038/s41545-020-0069-3. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1038/s41545-020-0069-3>.
- TRAN, L.D., PHUNG, L.D., PHAM, D.V., PHAM, D.D., NISHIYAMA, M., SASAKI, A. y 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* [en línea], vol. 17, no. 3, pp. 507-513. ISSN 16112504. DOI 10.1007/s10333-019-00746-x. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10333-019-00746-x>.
- TRINH, L.T., DUONG, C.C., VAN DER STEEN, P. y 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* [en línea], vol. 128, pp. 43-54. ISSN 03783774. DOI 10.1016/j.agwat.2013.06.003. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2013.06.003>.
- UNGUREANU, N. y VLADUT, V., 2018. Current State of Wastewater Use in Irrigated Agriculture. *Analele Universității din Craiova* [en línea], vol. XLVIII, no. May 2019, pp. 417-424. Disponible en: <http://anale.agro-craiova.ro/index.php/aamc/article/view/853/808>.
- UNGUREANU, N., VLĂDUȚ, V. y VOICU, G., 2020. Water scarcity and wastewater reuse in crop irrigation. *Sustainability (Switzerland)* [en línea], vol. 12, no. 21, pp. 1-19. ISSN 20711050. DOI 10.3390/su12219055. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su12219055>.
- UNITED NATIONS, 2015. United nations general assembly on 25 September 2015. *International Journal of Marine and Coastal Law* [en línea], vol. 25, no. 2, pp. 271-287. ISSN 09273522. DOI 10.1163/157180910X12665776638740. Disponible en: [https://www.unfpa.org/sites/default/files/resource-pdf/Resolution\\_A\\_RES\\_70\\_1\\_EN.pdf](https://www.unfpa.org/sites/default/files/resource-pdf/Resolution_A_RES_70_1_EN.pdf).

- VARADARAJAN, K., PALIWAL, K. y RAJAMANICKAM, C., 1992. Metal Accumulation in Blood and Milk of Dairy Cows Grazed or Fed by Fodder Grown on a Sewage Water Disposal Site. *Environmental Toxicology and Risk Assessment* [en línea], vol. Second, pp. 510-520. DOI 10.1520/STP13174S. Disponible en: [https://www.astm.org/DIGITAL\\_LIBRARY/STP/PAGES/STP13174S.htm](https://www.astm.org/DIGITAL_LIBRARY/STP/PAGES/STP13174S.htm).
- WAITROSE & PARTNERS, 2018. Food and drink report 2018-19. [en línea]. S.l.: Disponible en: <https://www.waitrose.com/content/dam/waitrose/Inspiration/Waitrose & Partners Food and Drink Report 2018.pdf>.
- WATANABE, T., MASHIKO, T., MAFTUKHAH, R., KAKU, N., PHAM, D.D. y ITO, H., 2017. Nitrogen removal and power generation from treated municipal wastewater by its circulated irrigation for resource-saving rice cultivation. *Water Science and Technology* [en línea], vol. 75, no. 4, pp. 898-907. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.2016.572. Disponible en: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.572%0A>.
- WORLD HEALTH ORGANISATION y UN WATER, 2019. National Systems to Support Drinking-Water, Sanitation and Hygiene: Global Status Report 2019 [en línea]. S.l.: World Health Organization. ISBN 978-92-4-151629-7. Disponible en: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/glaas-report-2019/en/](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/glaas-report-2019/en/).
- ZHANG, Y. y SHEN, Y., 2019. Wastewater irrigation: past, present, and future. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* [en línea], vol. 6, no. 3, pp. 1-6. ISSN 20491948. DOI 10.1002/wat2.1234. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/wat2.1234>.
- ZOPOUNIDIS, C., KALOGERAS, N., MATTAS, K., DIJK, G. y BAOURAKIS, G., 2014. *Agricultural Cooperative Management and Policy* [en línea]. 1. Switzerland: Springer International Publishing. Disponible en: 10.1007/978-3-319-06635-6.