



Universidad
Politécnica
de Cartagena



Universidad
Politécnica
de Cartagena

Campus
de Excelencia
Internacional

***ANÁLISIS PRODUCTIVO, AMBIENTAL,
ENERGÉTICO Y ECONÓMICO DE SISTEMAS
DE CULTIVO***

*Programa de Doctorado TAIDA (Técnicas
Avanzadas en Investigación y Desarrollo
Agrario y Alimentario)*

Autor: Miguel Ángel Martínez Maté

*Directores: Dr. José Francisco Maestre
Valero y Dr. Bernardo Martín Górriz*

Cartagena (2018)



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA DE LOS ALIMENTOS Y DEL
EQUIPAMIENTO AGRÍCOLA**

**ANÁLISIS PRODUCTIVO, AMBIENTAL,
ENERGÉTICO Y ECONÓMICO DE SISTEMAS DE
CULTIVO**

**PRODUCTIVE, ENVIRONMENTAL, ENERGY AND
ECONOMIC ANALYSIS OF CULTIVATION
SYSTEMS**

Memoria presentada por Miguel Ángel Martínez Maté, Ingeniero Agrónomo, para
optar al grado de Doctor por la Universidad Politécnica de Cartagena

Dirigida por los Drs. del Área de Ingeniería Agroforestal:
José Francisco Maestre Valero
Bernardo Martín Górriz

Cartagena, 2018

Esta memoria se presenta en la modalidad de compendio de publicaciones.

Los artículos que constituyen la tesis son los siguientes:

- **Publicación 1: M.A. Martínez-Mate**, B. Martín-Gorriz, V. Martínez-Alvarez, M. Soto-García, J.F. Maestre-Valero. Hydroponic system and desalinated seawater as an alternative farm-productive proposal in water scarcity areas: Energy and greenhouse gas emissions analysis of lettuce production in southeast Spain. *Journal of Cleaner Production*; 172, 1298-1310.

- **Publicación 2:** J.F. Maestre-Valero, B. Martín-Gorriz, E. Nicolas, **M.A. Martínez-Mate**, V. Martínez-Alvarez. Deficit irrigation with reclaimed water in a citrus orchard. Energy and greenhouse-gas emissions analysis. *Agricultural systems*; 159, 93-102.

- **Publicación 3:** J.F. Maestre-Valero, B. Martín-Gorriz, M. Soto-García, **M.A. Martínez-Mate**, V. Martínez-Alvarez. Producing lettuce in soil-based or in soilless outdoor systems. Which is more profitable? *Agricultural water management*. 206, 48–55.

**CONFORMIDAD DE SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DEPÓSITO DE
TESIS DOCTORAL POR EL DIRECTOR DE LA TESIS**

D. José Francisco Maestre Valero, Director de la Tesis doctoral “Análisis productivo, ambiental, energético y económico de sistemas de cultivo”.

INFORMA:

Que la referida Tesis Doctoral, ha sido realizada por D. Miguel Ángel Martínez Maté, dentro del Programa de Doctorado Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Agroalimentario, dando mi conformidad para que sea presentada ante el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado para ser autorizado su depósito.

La rama de conocimiento en la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- Ciencias
- Ciencias Sociales y Jurídicas
- Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 20 de junio de 2018

EL DIRECTOR DE LA TESIS

Fdo.: **JOSE FRANCISCO
MAESTRE
VALERO**

Firmado digitalmente por JOSE FRANCISCO|MAESTRE|VALERO
Nombre de reconocimiento (DN): cn=JOSE FRANCISCO|MAESTRE|VALERO, serialNumber=, givenName=JOSE FRANCISCO, sn=MAESTRE VALERO, ou=Ciudadanos, o=ACCV, c=ES
Fecha: 2018.06.20 07:57:21 +02'00'

COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO



**CONFORMIDAD DE SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DEPÓSITO DE
TESIS DOCTORAL POR EL DIRECTOR DE LA TESIS**

D. Bernardo Martín Górriz, Director de la Tesis doctoral “Análisis productivo, ambiental, energético y económico de sistemas de cultivo”.

INFORMA:

Que la referida Tesis Doctoral, ha sido realizada por D. Miguel Ángel Martínez Maté, dentro del Programa de Doctorado Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Agroalimentario, dando mi conformidad para que sea presentada ante el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado para ser autorizado su depósito.

La rama de conocimiento en la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- Ciencias
- Ciencias Sociales y Jurídicas
- Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 20 de junio de 2018

EL DIRECTOR DE LA TESIS

Fdo.: BERNARDO
| MARTIN |
GORRIZ

Firmado digitalmente por
BERNARDO|MARTIN|GORRIZ
Nombre de reconocimiento (DN):
cn=BERNARDO|MARTIN|GORRIZ,
serialNumber=██████████,
givenName=BERNARDO, sn=MARTIN
GORRIZ, ou=Ciudadanos, o=ACCV,
c=ES
Fecha: 2018.06.20 08:12:44 +0200

COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

CONFORMIDAD DE DEPÓSITO DE TESIS DOCTORAL
POR LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA

D. Francisco Artés Hernández, Presidente de la Comisión Académica del Programa Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Agroalimentario.

INFORMA:

Que la Tesis Doctoral titulada, “Análisis productivo, ambiental, energético y económico de sistemas de cultivo”, ha sido realizada, dentro del mencionado Programa de Doctorado, por D. Miguel Ángel Martínez Maté, bajo la dirección y supervisión de los Drs. José Francisco Maestre Valero y Bernardo Martín Góriz.

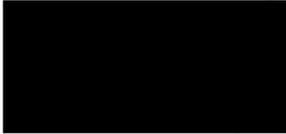
En reunión de la Comisión Académica, visto que en la misma se acreditan los indicios de calidad correspondientes y la autorización de los Directores de la misma, se acordó dar la conformidad, con la finalidad de que sea autorizado su depósito por el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado.

La Rama de conocimiento por la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- Ciencias
- Ciencias Sociales y Jurídicas
- Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 20 de junio de 2018

EL PRESIDENTE DE LA COMISIÓN ACADÉMICA

Fdo:  Firmado digitalmente por FRANCISCO DE ASIS|ARTES|HERNANDEZ

COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO



Universidad
Politécnica
de Cartagena



Sr. D. Miguel Ángel Martínez Maté

Visto el informe favorable del Director de Tesis y el Vº Bº de la Comisión Académica del Programa de Doctorado “Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario” para la presentación de la Tesis Doctoral titulada: **“Análisis productivo, ambiental, energético y económico de sistemas de cultivo”** solicitada por D. MIGUEL ÁNGEL MARTÍNEZ MATÉ, el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad Politécnica de Cartagena, en reunión celebrada el 25 de julio de 2018, considerando lo dispuesto en el artículo 23 del Reglamento de Estudios Oficiales de Doctorado de la UPCT, aprobado en Consejo de Gobierno el 17 de diciembre de 2015,

ACUERDA

Autorizar la presentación de la Tesis Doctoral a D. Miguel Ángel Martínez Maté en la modalidad de “compendio de publicaciones”.

Contra el presente acuerdo, que no agota la vía administrativa, podrá formular recurso de alzada ante el Sr. Rector-Magnífico de la Universidad Politécnica de Cartagena, en el plazo de un mes a partir de la notificación de la presente.

Cartagena, 25 de julio de 2018

EL DIRECTOR DE LA ESCUELA
INTERNACIONAL DE DOCTORADO



Fdo. Pablo S. Fernández Escámez

Agradecimientos

Personales

A mis directores de tesis, los Drs. José Francisco Maestre Valero y Bernardo Martín Górriz, por su constante apoyo, orientación y dedicación durante las distintas fases del doctorado.

A todos y cada uno de los profesores responsables de las actividades transversales de doctorado.

A los agricultores de la Cuenca del Río Segura por la cesión de forma desinteresada de algunos de los datos reflejados en la presente memoria.

Institucionales

A los siguientes proyectos e instituciones, por el apoyo económico recibo en los distintos trabajos de investigación realizados durante el desarrollo de los estudios de doctorado:

- La Fundación Séneca.
- Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia [19280/PI/14].
- Proyecto LIFE DESEACROP Comisión Europea (LIFE16ENV/000341 - DESEACROP).
- Proyecto IRRIVAL (EU-FP6-FOOD-CT-2006-023120).
- Proyecto SIRRIMED (FP7-KBBE-2009-3-245159).
- Proyecto SENECA (05665/PI/07).
- Proyecto SEMECA (11872/PI/09).
- Proyecto SENECA-Excelencia Científica (19903/GERM/15).
- Proyecto CONSOLIDER INGENIO 2010 (MECCSD2006-0067).
- Proyecto CICYT (AGL2010-17553).
- Proyecto CICYT (AGL2013-49047-C2-2-R).

ÍNDICE

1. Introducción	1
2. Resumen.....	5
3. Objetivos	13
4. Antecedentes y estado del arte	15
4.1. El agua en la Cuenca del Río Segura.....	15
4.1.1. Descripción general.....	15
4.1.2. Balance hídrico	18
4.2. Sistemas de cultivo.....	24
4.2.1. Sistema de cultivo en suelo.....	25
4.2.2. Sistema de cultivo sin suelo	26
4.3. Riego deficitario y riego deficitario controlado	29
4.4. Agua regenerada	31
4.5. Energía.....	31
4.6. Emisiones de GEI	33
4.7. Análisis económico de explotaciones.....	34
5. Publicaciones que constituyen la tesis.....	36
5.1. Publicación 1	36
5.1.1. Resumen de la publicación.....	36
5.1.2. Copia de la publicación	55
5.2. Publicación 2	68
5.2.1. Resumen de la publicación.....	68
5.2.2. Copia de la publicación	83
5.3. Publicación 3	93
5.3.1. Resumen de la publicación.....	93
5.3.2. Copia de la publicación	109
6. Conclusiones.....	117
7. Referencias.....	123

1. Introducción

La escasez de recursos hídricos es uno de los problemas más graves a nivel mundial. Factores como la contaminación y el deterioro de la calidad del agua, el cambio climático y el aumento de la demanda de agua agravan el problema de escasez que afecta principalmente a la agricultura. En zonas como el sureste de España, concretamente la Cuenca del Río Segura, la agricultura de regadío es el motor económico más importante de la región. Sin embargo, su enorme potencialidad ha provocado un deterioro medioambiental significativo degradando tanto suelos como acuíferos, así como ecosistemas colindantes. Por lo tanto, para asegurar la sostenibilidad de la agricultura en la región preservando el medio ambiente, se considera necesario evaluar sistemas innovadores de riego (sistemas de riego hidropónico en sistema cerrado como sistema de técnica de película nutritiva), así como diferentes estrategias de riego (riego deficitario) y el uso de nuevas fuentes de agua no convencionales (agua desalinizada y regenerada) que permitan bajo un adecuado manejo la resiliencia de la agricultura de regadío.

La presente memoria de tesis se presenta como un compendio de tres publicaciones de acuerdo al Reglamento de Estudios Oficiales de Máster y Doctorado aprobado en Consejo de Gobierno el 13 de abril de 2011 y modificado por Consejo de Gobierno el 11 de julio de 2012.

El siguiente epígrafe (epígrafe 2), también redactado en inglés, enumera las distintas caracterizaciones y análisis llevados a cabo, así como los resultados obtenidos más relevantes

El epígrafe 3, también redactado en inglés, muestra los objetivos principales y específicos de la presente tesis.

En el epígrafe 4 se exponen los antecedentes y estado del arte. Inicialmente se describe la situación actual del agua en la Cuenca del Río Segura y los sistemas de cultivo. A continuación, se describen aquellos temas de interés relacionados con el desarrollo de la tesis, como son el riego deficitario controlado, el agua regenerada, el

consumo de energía, las emisiones de gases de efecto invernadero en agricultura y el análisis económico de explotaciones.

El epígrafe 5 contiene las distintas publicaciones que componen la tesis. Primero se muestra la publicación traducida al castellano y a continuación una copia del artículo publicado en la revista. La primera publicación (epígrafe 5.1) *“Hydroponic system and desalinated seawater as an alternative farm-productive proposal in water scarcity areas: Energy and greenhouse gas emissions analysis of lettuce production in southeast Spain”*, publicada en *Journal of Cleaner Production*, analiza y compara los sistemas de producción en suelo y técnica de película nutritiva en un cultivo de lechuga al aire libre desde los puntos de vista energético y de emisiones de gases de efecto invernadero, bajo diferentes escenarios de suministro de agua. La segunda publicación (epígrafe 5.2) *“Deficit irrigation with reclaimed water in a citrus orchard. Energy and greenhouse-gas emissions analysis”* publicada en la revista *Agricultural Systems*, estudia la energía y emisiones de efecto invernadero en un huerto de pomelo con la implementación de varios regímenes de riego (riego tradicional y deficitario controlado combinado o no con agua regenerada) en diferentes etapas del cultivo. La tercera publicación (epígrafe 5.3), *“Producing lettuce in soil-based or in soilless outdoor systems. Which is more profitable?”* publicada en la revista *Agricultural Water Management*, compara los sistemas estudiados en la primera publicación desde un punto de vista económico, evaluando la viabilidad económica de los sistemas y cuantificando el efecto de usar agua de mar desalinizada para riego.

El epígrafe 6, también redactado en inglés, expone las principales conclusiones obtenidas en cada uno de los estudios realizados, así como las posibles futuras líneas de trabajo.

El documento finaliza con las referencias (epígrafe 7).

1. Introduction

The scarcity of water resources is one of the most serious problems worldwide. Factors such as pollution and deterioration of water quality, climate change and increased water demand aggravate the shortage problem that mainly affects agriculture. In areas such as southeast Spain, specifically the Segura River Basin, irrigated agriculture is the most important economic engine in the region. However, its enormous potential has caused a significant environmental deterioration degrading soils and aquifers, as well as adjacent ecosystems. Therefore, it seems clear that it is necessary to evaluate innovative irrigation systems (closed hydroponic irrigation systems as a nutrient film technique system) as well as different irrigation strategies (deficit irrigation) and the use of new non-conventional water sources (desalinated sea water and regenerated water) that allow under proper management the resilience of irrigated agriculture.

The present thesis dissertation is presented as a compendium of three publications according to the Reglamento de Estudios Oficiales de Máster y Doctorado approved in Consejo de Gobierno on April 13th 2011 and modified in Consejo de Gobierno on July 11th 2012.

The next epigraph (epigraph 2), also written in English, lists the different characterizations and analysis carried out, as well as the most relevant results obtained.

Epigraph 3, also written in English, shows the main and specific objectives of the present thesis.

In epigraph 4 the antecedents and state of the art are exposed. Initially, the current situation of the water in in the Segura River Basin and the farming systems are described. Then, themes of interest related to the development of the thesis are described, such as controlled deficit irrigation, reclaimed water, energy consumption, greenhouse gas emissions in agriculture and economic analysis of farms.

Epigraph 5 contains the different publications that make up the thesis. First the publication translated into Spanish is shown and then a copy of the article published in

the magazine. The first publication (epigraph 5.1) "Hydroponic system and desalinated seawater as an alternative farm-productive proposal in water scarcity areas: Energy and greenhouse gas emissions analysis of lettuce production in southeast Spain", published in Cleaner Production, analyzes and compares soil production and nutrient film technique systems in outdoor lettuce crop from the energy and greenhouse gas emissions point of view, under different water supply scenarios. The second publication (epigraph 5.2) "Deficit irrigation with reclaimed water in a citrus orchard. Energy and greenhouse-gas emissions analysis" of the Agricultural systems magazine, studies the energy and greenhouse emissions of a grapefruit orchard with the implementation of several irrigation regimes (traditional irrigation and controlled deficit combined or not with regenerated water) in different stages of cultivation. The third publication (epigraph 5.3), "Producing lettuce in soil-based or in soilless outdoor systems. Which is more profitable?" Of the journal Agricultural water management, compares the systems studied in the first publication from an economic point of view, evaluating the economic viability of the systems and quantifying the effect of using desalinated sea water for irrigation.

Epigraph 6, also written in English, exposes the main conclusions obtained in each of the studies carried out, as well as the possible future lines of work.

The document ends with the references (epigraph 7).

2. Resumen

La agricultura desarrollada en la Cuenca del Río Segura (CRS), ubicada en el sureste de España, ha constituido el motor de desarrollo económico de la región. Sin embargo, este desarrollo tiene asociado un elevado consumo de agua y energía, así como de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), cuyas consecuencias son la contaminación ambiental y reducción de recursos hídricos disponibles. Dicha problemática se verá agravada si se tiene en cuenta que la producción mundial de alimentos ha de incrementarse en un 70% para el año 2050, debido al crecimiento de la población (FAO 2009).

El empleo de recursos no convencionales para riego como el agua desalinizada (AD) y el agua regenerada (AR), las estrategias de riego deficitario controlado y/o el uso de sistemas hidropónicos cerrados se presentan como alternativas a la agricultura tradicional que podrían combatir la problemática ambiental y la falta de recursos hídricos disponibles en la CRS.

La primera línea de actuación de la tesis consiste en la caracterización de dos sistemas de cultivo para la producción de lechuga (*Lactuca sativa* L. cv. "Little Gem"), el cultivo en suelo (CS) y la técnica de película nutritiva (TPN); y en un posterior análisis energético y de emisiones de gases de efecto invernadero. Además, se consideran distintos escenarios de suministro de agua (ESA): i) ESA-1, donde el 100% de los recursos hídricos proceden de recursos hídricos superficiales y subterráneos; es decir, 100% agua del trasvase Tajo-Segura (TS); ii) ESA-2, con un porcentaje de mezcla de 50% de AD y 50% de TS; y iii) ESA-3, donde el 100% de los recursos hídricos para riego corresponden a AD.

El ensayo fue desarrollado durante la campaña agrícola 2016-2017, en fincas comerciales de la CRS. Se eligieron 6 parcelas de estudio, tres para el sistema CS y tres para el sistema TPN, de tal forma que ambos sistemas presentan los tres ESA.

Para analizar los sistemas se realizó un inventario en base a los siguientes insumos: labor humana (h/ha), diésel (l/ha), agua para riego (m³/ha), electricidad (kWh/ha), maquinaria (h/ha), fertilizantes (kg/ha), pesticidas (kg/ha) y material vegetal

(unidades/ha). Además, se tomaron datos referentes al número de ciclos (ciclos/año), duración del ciclo (días) y densidad de plantación (plantas/m²). La cantidad, tipo y vida útil del depósito de agua, el sistema de riego por goteo y los materiales del sistema de riego hidropónico también se estudiaron. Como salida del sistema se tomó en cuenta la producción de lechuga (kg/ha y ciclo). Una vez registrados los datos en una base de datos se procedió a su conversión en unidades energéticas (MJ/ha) y de emisiones de GEI (kg CO_{2eq}/ha) mediante la aplicación de los correspondientes factores de conversión. El consumo de energía se dividió en consumo de energía directa (labor humana, diésel y electricidad para riego) y consumo de energía indirecta (maquinaria, fertilizantes, pesticidas, depósito de agua, sistema de riego por goteo y sistema de riego hidropónico). Las emisiones de GEI se clasificaron en: i) emisiones de GEI debidas al uso de combustibles fósiles y electricidad; (ii) emisiones de GEI de maquinaria y sistemas de riego; (iii) emisiones de GEI debidas a la producción, transporte, almacenamiento y transferencia de químicos agrícolas; y (iv) emisiones de GEI de NO₂ a los suelos debido a la aplicación de fertilizante-N. Adicionalmente se determinaron los índices eficiencia en el uso de la energía, energía específica (MJ/ha), emisiones de GEI de área (kg CO_{2eq}/ha) y emisiones de GEI específicas (kg CO_{2eq}/kg).

Los resultados mostraron que el mayor consumo de energía en los sistemas corresponde a energía indirecta y que el consumo de energía total en el sistema TPN es 5,6 veces mayor que el calculado para el sistema CS, que es un 21% más eficiente en el uso de la energía. Los principales insumos más representativos sobre el total de entrada de energía fueron el material vegetal y electricidad para riego en los sistemas CS y TPN respectivamente. Sin embargo, la productividad de la tierra anual y la productividad del agua en el sistema TPN fueron 4,8 y 2,6 veces superiores respecto al sistema CS. Respecto a los GEI, el sistema TPN registró unas emisiones de GEI de área (debidas principalmente al sistema de riego hidropónico) que duplican a las del sistema CS (debidas principalmente al sistema de riego por goteo).

El uso de AD para riego en ambos sistemas incrementó el consumo de energía y emisiones de GEI, debido a su elevado costo de producción. A partir de un porcentaje de mezcla de 29,6% de AD, el sistema TPN comienza a ser energéticamente más

eficiente. Independientemente del ESA las emisiones de GEI fueron inferiores en el sistema TPN.

La segunda línea de actuación de la tesis evalúa un huerto de pomelo (*Citrus Paradisi* Macf) en sus distintas etapas del ciclo de vida del cultivo (establecimiento de la plantación, estado juvenil improductivo, estado juvenil productivo y estado adulto productivo), desde el punto de vista energético y de emisiones de GEI empleando diferentes estrategias de riego (riego total y RD combinado o no con AR).

El ensayo comenzó en 2004 en un huerto comercial de 0,5 ha localizado en Campotéjar-Murcia y finalizó en 2014. Se seleccionó un total de 192 árboles.

Se realizaron cuatro tratamientos dependiendo de la fuente de agua empleada para riego y de la aplicación o no de estrategias de RD: i) TS sin RD, II) TS con RD, III) AR sin RD y iv) AR con RD. De 2005 a 2007 todo el huerto se regaba con agua de TS y fue desde 2008 en adelante cuando se aplicaron estrategias de RD y AR.

Se recopilaron datos de labor humana (h), diésel (l), electricidad (kWh), fertilizantes (kg), pesticidas (kg), material vegetal (unidades), maquinaria (h), agua para riego (m^3), sistema de riego y producción (kg). Una vez registrados los datos en una base de datos se procedió a su conversión en unidades energéticas (MJ) y de emisiones de GEI ($kg\ CO_{2eq}$) mediante la aplicación de los correspondientes factores de conversión. El consumo de energía se dividió en consumo de energía directa (labor humana, diésel y electricidad para riego) y consumo de energía indirecta (maquinaria, fertilizantes, pesticidas, material vegetal, agua para riego y sistema de riego). Las emisiones de GEI se clasificaron en: i) emisiones de GEI debidas al uso de combustibles fósiles y electricidad; (ii) emisiones de GEI de maquinaria y sistemas de riego; (iii) emisiones de GEI debidas a la producción, transporte, almacenamiento y transferencia de químicos agrícolas; y (iv) emisiones de GEI de NO_2 a los suelos debido a la aplicación de fertilizante-N. Adicionalmente se calcularon los índices productividad del agua (kg/m^3), eficiencia en el uso de la energía, energía específica (MJ), emisiones de GEI de área ($kg\ CO_{2eq}/ha$) y emisiones de GEI específicas ($kg\ CO_{2eq}/kg$).

El balance de energía realizado para cada uno de los casos estudiados mostró que la mayor entrada de energía tuvo lugar en la etapa de establecimiento del cultivo, donde las mayores entradas de energía directa e indirecta se atribuyeron al combustible diésel y los materiales del sistema de riego respectivamente. En el resto de etapas el mayor consumo de energía fue debido a la electricidad para riego. Respecto a las emisiones de GEI, las mayores emisiones en la etapa de establecimiento se debieron al sistema de riego, mientras que en el resto de etapas se debieron a la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Las estrategias de RD repercutieron en ahorros de energía y reducciones de emisiones de GEI, independientemente de la fuente de agua empleada. El uso de AR apenas tuvo efecto sobre los consumos de energía y emisiones de GEI.

La tercera línea de actuación de la tesis es una continuación de la primera, en la que los datos recopilados se transforman en datos económicos para el posterior análisis comparativo de los sistemas de producción CS y TPN en los diferentes escenarios de suministro de agua.

Para realizar dicho análisis se determinaron los costos, ingresos y beneficios económicos de ambos sistemas. Los costos se dividieron en costos operacionales y costos de inversión. Además, se realizó un análisis de flujo de caja descontado (AFCD) y se calcularon los siguientes parámetros económicos: tasa interna de retorno (TIR) y valor actual neto (VAN).

Los resultados mostraron que en el sistema TPN, los costos, ingresos, beneficios y VAN son mayores que en el sistema CS, independientemente de la fuente de agua aplicada. Sin embargo, la TIR fue mayor en el sistema CS, lo que indica una mayor rentabilidad frente al sistema TPN.

2. Summary

The agriculture developed in the Segura River Basin (SRB), in the southeast of Spain, has been the engine of economic development in the region. However, this development is associated with a high consumption of water and energy, as well as emissions of greenhouse gases (GHG), whose consequences are environmental pollution and reduction of available water resources. This problem will be aggravated if we take into account that global food production has to increase by 70% for the year 2050, due to population growth (FAO 2009).

The use of non-conventional resources for irrigation such as desalinated sea water (DS), regenerated water (RW), regulated deficit irrigation strategies and / or the use of closed hydroponic systems are presented as alternatives for traditional agriculture that could fight the environmental problems and the lack of water resources available in the SRV.

The first line of action of the thesis consists of the characterization of two cultivation systems of lettuce production (*Lactuca sativa* L. cv. "Little Gem"), the soil cultivation system (SC) and the nutrient film technique system (NFT), and its later analysis of energy and greenhouse gas (GHG) emissions. In addition, different water supply scenarios (WSS) are considered: i) WSS-1, where 100% of water resources come from surface and underground water resources; it is, 100% ST; ii) WSS-2, with a mixing percentage of 50% of DS and 50% of ST; and iii) WSS-3, where 100% of the water resources for irrigation correspond to DS.

The trial was developed during the 2016-2017 agricultural campaign in commercial farms of the SRV. Six study plots were chosen, three for the SC system and three for the NFT system, in that way both systems presented the three WSS.

To analyze the systems, an inventory was performed based on the following inputs: human labor (h/ha), diesel (l/ha), water for irrigation (m³/ha), electricity (kWh/ha), machinery (h/ha), fertilizers (kg/ha), pesticides (kg/ha) and plant material (units/ha). In addition, data regarding the number of cycles (cycles/year), cycle duration (days) and planting density (plants/m²) were taken. The quantity, type and

useful life of the water deposit, drip irrigation system and hydroponic irrigation system materials were also studied. As output of the system the production of lettuce (kg/ha and cycle) was taken into account. Once the data were recorded in a database, it was converted into energy units (MJ/ha) and GHG emissions (kg CO_{2eq}/ha) by applying the corresponding conversion factors. Energy consumption was divided into direct energy consumption (human labor, diesel and electricity for irrigation) and indirect energy consumption (machinery, fertilizers, pesticides, water reservoir, drip irrigation system and hydroponic irrigation system). The GHG emissions were classified into: i) GHG emissions due to the use of fossil fuels and electricity; (ii) GHG emissions of machinery and irrigation systems; (iii) GHG emissions due to the production, transportation, storage and transfer of agricultural chemicals; and (iv) GHG emissions of NO₂ to the soils due to the application of N-fertilizer. In addition, the efficiency in the use of energy, specific energy (MJ/ha), areal GHG emissions (kg CO_{2eq} /ha) and specific GHG emissions (kg CO_{2eq}/ kg) indices were calculated.

The results showed that the highest energy consumption in the systems corresponds to indirect energy and that the total energy consumption in the NFT system is 5,6 times higher than that calculated for the SC system, which is 21% more efficient in the use of energy. The main representative inputs on total energy input were plant material and electricity for irrigation in the SC and NFT systems respectively. The annual land productivity and water productivity in the NFT system were 4,8 and 2,6 times higher than the SC system. Regarding the GHG, the NFT system registered areal GHG emissions (mainly due to the hydroponic irrigation system) that duplicates those of the SC system (mainly due to the drip irrigation system).

The use of DS for irrigation in both systems increased energy consumption and GHG emissions, due to its high production cost. From a mix percentage of 29,6% of DS, the NFT system begins to be more energy efficient. Independently of the WSS, the GHG emissions were lower in the NFT system.

The second line of action of the thesis evaluates a grapefruit orchard (*Citrus Paradisi* Macf) in its different stages of the life cycle of the crop (establishment of the plantation, unproductive juvenile state, productive juvenile state and productive adult

state), from the energetic and GHG emissions point of view using different irrigation strategies (total irrigation and RDI combined or not with RW).

The trial began in 2004 in a commercial orchard of 0,5 ha located in Campotéjar-Murcia and ended in 2014. A total of 192 trees were selected.

Four treatments were performed depending on the water source used for irrigation and the application or not of RDI: i) TS without RDI, II) TS with RDI, III) RW without RDI and iv) RW with RDI. From 2005 to 2007 the totally orchard was irrigated with TS water and it was from 2008 onwards when RDI and RW were applied.

Data of human labor (h), diesel (l), electricity (kWh), fertilizers (kg), pesticides (kg), plant material (units), machinery (h), water for irrigation (m³), irrigation system and production (kg) were collected. Once the data were recorded in a database, it was converted into energy units (MJ) and GHG emissions (kg CO_{2eq}) by applying the corresponding conversion factors. Energy consumption was divided into direct energy consumption (human labor, diesel and electricity for irrigation) and indirect energy consumption (machinery, fertilizers, pesticides, plant material, water for irrigation and irrigation system). The GHG emissions were classified into: i) GHG emissions due to the use of fossil fuels and electricity; (ii) GHG emissions of machinery and irrigation systems; (iii) GHG emissions due to the production, transportation, storage and transfer of agricultural chemicals; and (iv) GHG emissions of NO₂ to the soils due to the application of N-fertilizer. Additionally, the water productivity (kg/m³), energy use efficiency, specific energy (MJ), areal GHG emissions (kg CO_{2eq}/ha) and specific GHG emissions (kg CO_{2eq}/kg) indices were calculated.

The energy balance carried out for each of the cases studied showed that the greatest energy input took place in the stage of establishment of the crop, where the highest direct and indirect energy inputs were attributed to the diesel and the materials of the irrigation system respectively. For the rest of the stages, the highest energy consumption was due to electricity for irrigation. Respect to the GHG emissions, the highest emissions in the establishment stage were due to the irrigation system, while in the rest of the stages it were due to the application of nitrogen fertilizers. RDI strategies had an impact on energy savings and reductions in GHG

emissions, regardless of the source of water used. The use of RW had short effect on energy consumption and GHG emissions.

The third line of action of the thesis is a continuation of the first one, in which the collected data is converted into economic data for the later comparative analysis of SC and NFT production systems in the different water supply scenarios.

To perform this analysis, the costs, revenues and benefits of both systems were determined. Costs were divided into operational costs and investment costs. In addition, a discounted cash flow analysis (DCFA) was performed and the following economic parameters were calculated: internal rate of return (IRR) and net present value (NPV).

The results showed that in the NFT system, the costs, revenues, benefits and NPV are higher than in the SC system, regardless of the water source applied. However, the IRR was higher in the SC system, which indicates the greater profitability compared to the NFT system.

3. Objetivos

El objetivo general es analizar dos sistemas de cultivo (cultivo leñoso y cultivo hortícola) desde el punto de vista productivo, ambiental, energético y económico. Este objetivo general se alcanzará mediante los siguientes objetivos específicos:

- a) Estudiar las características de recursos hídricos no convencionales como son el agua desalinizada marina y agua regenerada en el sureste español, así como su implementación en diferentes sistemas de cultivo como son el cultivo en suelo y el cultivo sin suelo (hidropónico cerrado).
- b) Comparar los sistemas de riego hidropónico cerrado con sistemas de riego tradicional desde los puntos de vista productivo, ambiental, energético y económico.
- c) Analizar el consumo de energía y las emisiones de gases de efecto invernadero bajo diferentes estrategias de riego y en diferentes estados de desarrollo del cultivo en sistemas de cultivo en suelo.
- d) Estudiar la viabilidad económica de reemplazar los sistemas de cultivo tradicional por sistemas hidropónicos cerrados.

3. Objectives

The general objective is to analyze two cultivation systems (woody crop and vegetable crop) from the productive, environmental, energy and economic point of view. This general objective will be achieved through the following specific objectives:

- a) Study the characteristics of non-conventional water resources as marine desalinated sea water and regenerated water in the Spanish southeast, as well as its implementation in different cultivation systems such as soil cultivation and soilless cultivation (closed hydroponics).
- b) Compare closed hydroponic irrigation systems with traditional irrigation systems from the productive, environmental, energy and economic points of view.
- c) Analyze the energy consumption and greenhouse gas emissions under different irrigation strategies and in different stages of development of the crop in soil cultivation systems.
- d) Study the economic viability of replacing traditional cultivation systems by closed hydroponic systems.

4. Antecedentes y estado del arte

4.1. El agua en la Cuenca del Río Segura

4.1.1. Descripción general

La Cuenca del Río Segura (CRS), localizada en el sureste de España (Figura 4.1.1.1), tiene una superficie aproximada de 18.870 km², que equivale a un 3,7% del total del territorio español. Abarca cuatro comunidades autónomas: Región de Murcia (prácticamente la totalidad), Andalucía, Castilla-La Mancha y Comunidad Valenciana (Figura 4.1.1.2). La población de habitantes supera los 2 millones.



Figura 4.1.1.1. Situación geográfica CRS. Fuente: Confederación hidrográfica del Segura, CHS, www.chsegura.es.

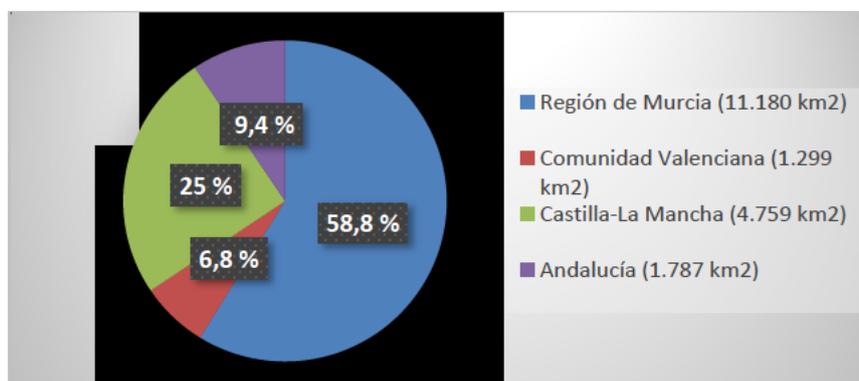


Figura 4.1.1.2. Distribución territorial de la CRS. Fuente: Elaboración propia con datos de Confederación hidrográfica del Segura, CHS, www.chsegura.es.

La orografía de la CRS se caracteriza por ser variada, alternando montañas con valles, depresiones y llanuras, con cotas máximas superiores a los 2.000 m de altitud en zonas de cabecera. El 80% de su extensión se sitúa por debajo de los 1.000 m y el 18% de su territorio no sobrepasa los 200 m sobre el nivel del mar.

En lo que al uso agrícola se refiere, más del 50% de la superficie se dedica a la producción agrícola, con una amplia variedad de cultivos y sistemas de producción. La agricultura es uno de los principales motores de la economía de la cuenca.

La precipitación media anual es de unos 382 mm y presenta grandes desequilibrios espaciotemporales y un evidente contraste entre las zonas altas, medias y bajas de la cuenca. Su distribución temporal se caracteriza por presentar algunas estaciones bastante lluviosas (otoño y primavera) y otras muy secas (verano) (Figura 4.1.1.3). En cuanto a la distribución espacial de estas precipitaciones, es en las montañas situadas en el noroeste de la cuenca, sometidas a la acción de los vientos húmedos de las borrascas atlánticas del frente polar, donde los registros pluviométricos alcanzan sus máximos valores, superándose más de 1.000 mm/año. En zonas como Águilas, en cambio, la precipitación no supera los 200 mm/año (Figura 4.1.1.4).

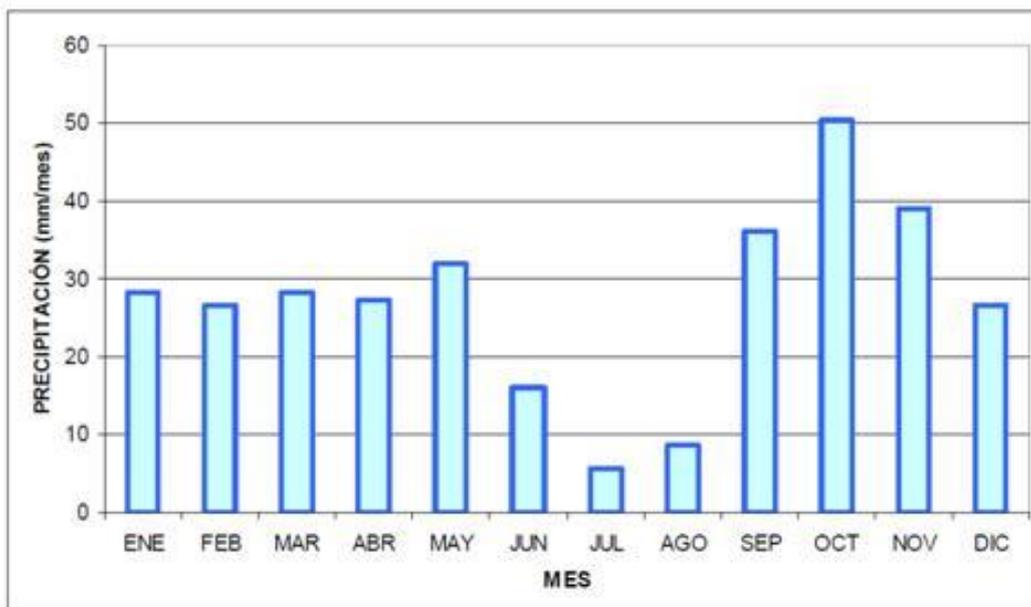


Figura 4.1.1.3. Distribución intraanual de la precipitación total anual (mm/año) en la CRS. Fuente: Plan Hidrológico de la cuenca del Segura 2009-2015, www.chsegura.es.

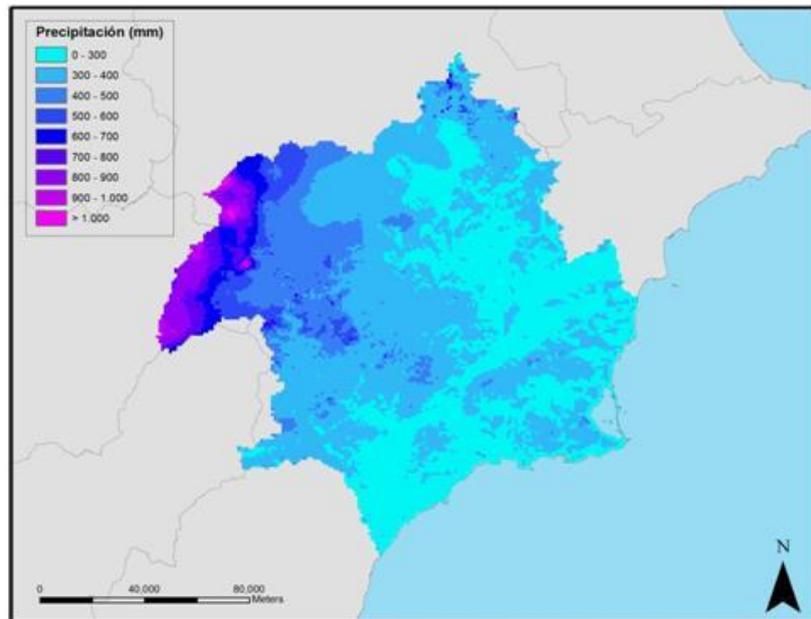


Figura 4.1.1.4. Distribución espacial de la precipitación total anual (mm/año) en la CRS. Fuente: Plan Hidrológico de la cuenca del Segura 2009-2015, www.chsegura.es.

Respecto a la temperatura de la CRS, las mínimas se alcanzan en los meses de diciembre y enero, mientras que las máximas se alcanzan en los meses de julio y agosto. Las temperaturas más bajas se dan en las sierras del noroeste y las más altas están relacionadas con la aparición de los vientos del norte de África, llegando a alcanzar los 40°C. La temperatura media anual oscila entre los 10 y 18°C (Figura 4.1.1.5).

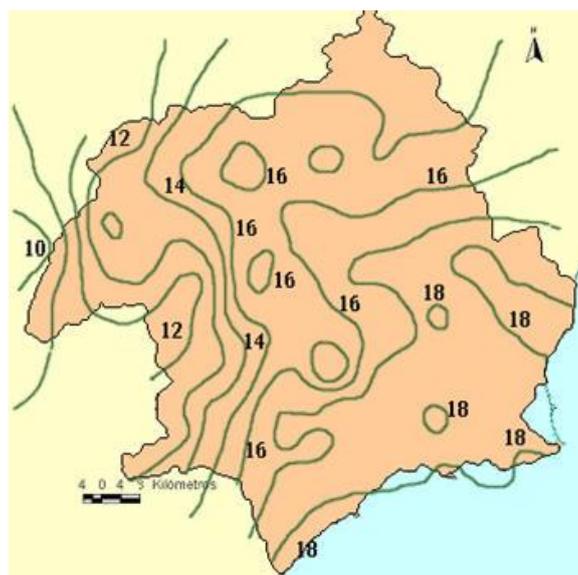


Figura 4.1.1.5. Temperatura media anual (°C) en la CRS. Fuente: Plan Hidrológico de la cuenca del Segura 2009-2015, www.chsegura.es.

La evapotranspiración media anual es de unos 327,6 mm/año (Serie 1980-2005), teniendo lugar los mayores y menores valores en el nacimiento del Segura y zonas costeras respectivamente.

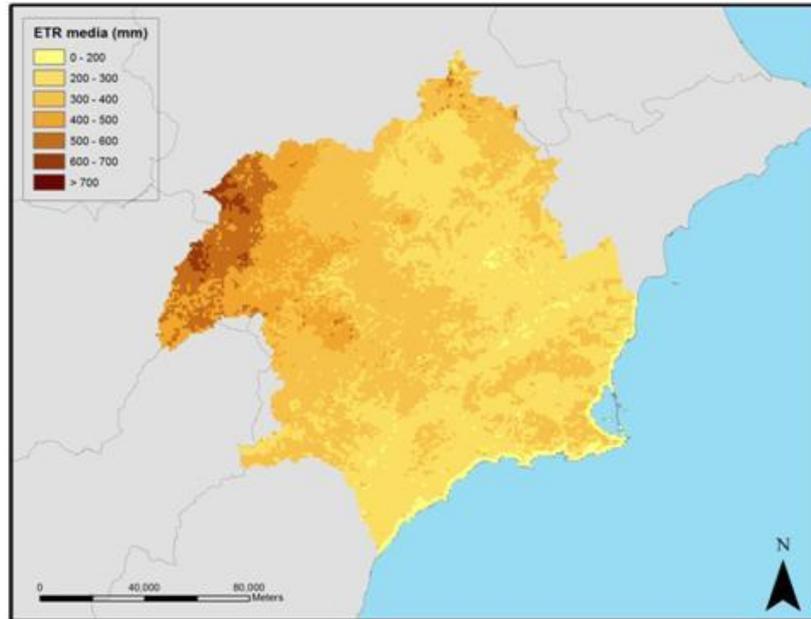


Figura 4.1.1.6. Evapotranspiración (ET) media anual (mm/año) en la CRS. Fuente: Plan Hidrológico de la cuenca del Segura 2009-2015, www.chsegura.es.

4.1.2. Balance hídrico

Los recursos hídricos en la CRS están constituidos por recursos hídricos propios, convencionales (superficiales y subterráneos) y no convencionales (agua reutilizada y agua desalinizada), así como por recursos hídricos externos (transferencia del trasvase Tajo-Segura). A pesar de esta gran variedad de fuentes que abastecen la CRS, el balance anual resulta negativo.

Recursos

Superficiales

Son los correspondientes al Río Segura en su desembocadura en Guardamar, constituidos por las escorrentías totales con una aportación media anual de 740 hm³/año. Es importante tener en cuenta la evaporación que se produce en los embalses reguladores, unos 75 hm³/año. Por tanto la aportación neta del río Segura es de 665 hm³/año.

La conductividad eléctrica (CE) media de las aguas superficiales de la CRS es superior a 3 dS/m, llevando por tanto asociado un riesgo de salinización como consecuencia de su uso. La mejor calidad la presenta el agua de la zona de la Vega Alta con una CE de 1,51 dS/m y la del Noroeste con una CE de 1,58 dS/m (Soto-García, 2015).

Subterráneos

Se estiman en 540,7 hm³/año en valor medio interanual. Para su determinación se ha considerado el sumatorio de la infiltración media de lluvia, los retornos de riego y las entradas/salidas laterales procedentes de otras cuencas menos las reservas medioambientales.

La recarga de acuíferos no drenantes al río Segura es el aportado por las lluvias en las masas costeras (Terciario de Torrevieja, Cabo Roig, Campo de Cartagena, Sierra de Cartagena, Triásico de las Victorias, Triásico de Carrasco y, Mazarrón y Águilas) se estima en 94 hm³/año.

En el año 2015 el volumen de agua subterráneo empleado en agricultura fue de 191 hm³/año.

En este tipo de aguas el valor medio de CE es de 2,64 dS/m, alcanzándose los menores valores en la zona del Noroeste con una CE de 0,60 dS/m y en la Vega Alta con una CE de 0,73 dS/m. Los mayores valores se localizan en las zonas del litoral con valores medios de 3,97 dS/m de CE (Soto-García, 2015).

Agua reutilizada

Se distingue la reutilización directa de la indirecta. La primera de ellas es aquella cuyo uso se produce sin que se incorpore al dominio público hidráulico. La reutilización indirecta es aquella en la que se produce el vertido de efluentes a los cursos de agua donde se diluye con el caudal circulante.

La Tabla 4.1.2.1 muestra un resumen de la reutilización de aguas en la CRS en los horizontes 2012, 2015, 2021 y 2033.

	Horizonte 2012	Horizonte 2015	Horizonte 2021	Horizonte 2033
Volumen tratado EDARs municipales DHS	140.112.040	144.095.071	147.520.942	159.506.145
Volumen vertido por EDARs a cauce	61.866.110	61.470.721	61.481.173	58.460.345
Reutilización directa EDARs municipales	78.246.454	82.578.550	85.987.208	100.985.539
Reutilización directa EDARs privadas uso agrario	3.367.715	3.367.715	3.367.715	3.367.715
Reutilización directa EDARs privadas uso servicios (golf)	2.778.830	2.778.830	2.778.830	2.778.830
TOTAL REUTILIZACIÓN DIRECTA	84.392.999	88.725.095	92.133.753	107.132.084
Volumen vertido al mar y uso medioambiental Rambla Moreras	7.285.009	6.695.098	7.082.335	1.508.053
TOTAL REUTILIZACIÓN INDIRECTA PARA TODOS LOS USOS	54.038.111	54.223.744	53.874.032	56.406.249
TOTAL REUTILIZACIÓN DE EDARs EN LA CUENCA DEL SEGURA	138.431.110	142.948.839	146.007.785	163.538.333

Tabla 4.1.2.1. Resumen de reutilización de aguas en la CHS (m³/año) según horizontes. Fuente:

www.chsegura.es.

En 2012, el número de instalaciones municipales de depuración fue de 206 y el volumen de agua residual tratada ascendió a 140,1 hm³/año, de los que 78,2 hm³/año se reutilizaron de forma directa. Un total de 108 depuradoras proporcionaron el 99% del agua residual depurada que se generaba en la cuenca.

Prácticamente la totalidad de los retornos urbanos de las EDARs (más de 250.000 m³/año) son reutilizados, siendo los vertidos de aguas depuradas al mar no significativos.

Para los horizontes 2015 y 2021, se estima un retorno de riego de 124 hm³/año (un 8% de la demanda bruta total).

Agua desalinizada

La utilización de agua desalinizada para agricultura en la CRS se remonta al año 1995, coincidiendo con la puesta en marcha de la desalinizadora del distrito de riego de Mazarrón, instalación privada capaz de garantizar las necesidades de riego de 3.500 ha de cítricos e invernaderos de tomate. Sin embargo, fue en 2004 cuando tuvo lugar el verdadero estímulo para el uso de agua desalinizada, ya que el gobierno autorizó la

construcción de varias desalinizadoras a través del Programa AQUA (Martínez-Alvarez et al., 2017). La evolución de la tecnología de membrana mejorando la eficiencia de la energía y la disminución de los costos totales hizo que la solución gubernamental hacia la desalinización fuera una fuente de agua adicional para enfrentar la creciente escasez de agua (March et al., 2014; Swyngedouw et al., 2016).

En el año 2016, los recursos desalinizados en la CRS ascendieron a 158 hm³/año, de los que 96 hm³/año se destinaron al regadío y 62 hm³/año al uso urbano, industrial y de servicios.

La CRS utiliza agua desalinizada de 13 desalinizadoras (Figura 4.1.2.1). Las desalinizadoras de Alicante I y II, a pesar de estar ubicadas en el Vinolopó-Alicante, suministran agua recursos a la Mancomunidad de los Cauces del Taibilla. La desalinizadora de Bajo Almanzora, ubicada en el Distrito Hidrográfico Mediterráneo de Andalucía, también suministra recursos a territorios ubicados dentro de CRS.

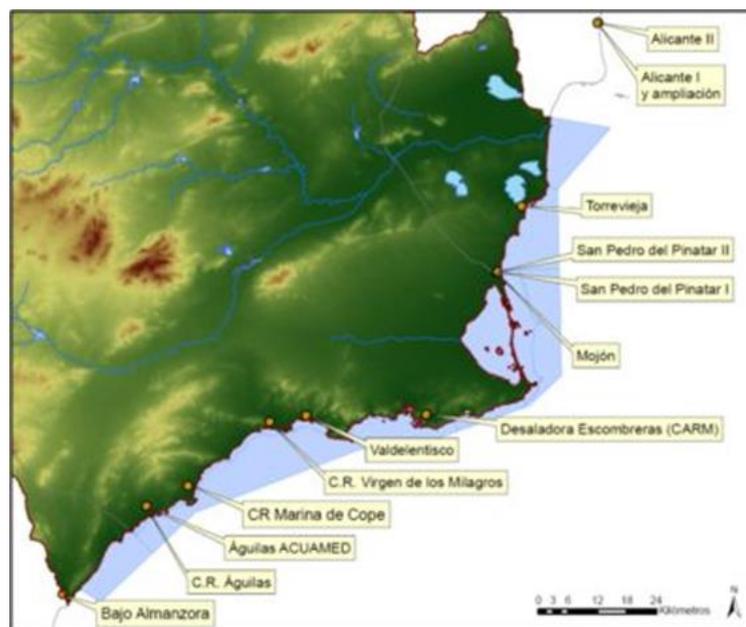


Figura 4.1.2.1. Mapa de desaladoras en la CRS. Fuente: www.chsegura.es.

El principal inconveniente del agua de mar desalinizada es su elevado costo de producción debido al elevado consumo energético de su producción ($\approx 4,45 \text{ kWh m}^{-3}$; Martin-Gorriz et al., 2014), siendo su empleo en agricultura viable en producciones de alta rentabilidad, situaciones de extrema escasez o en caso de disponer de agua de

otro origen y menor costo para mezclar. Otro importante inconveniente es el elevado nivel de emisiones de GEI (Martin-Gorriz et al., 2014). Su gran ventaja es que es un recurso inagotable cuya obtención no está condicionada por condiciones climáticas.

Transferencia del trasvase Tajo Segura

El trasvase Tajo-Segura deriva al río Mundo, afluente del Segura, desde los embalses de Entrepeñas (Guadalajara) y Buendía (Cuenca). Los primeros aportes llegan al embalse del Talave, desde donde se dejan caer a los canales de la cuenca del Segura (Figura 4.1.2.2). Los primeros aportes de agua procedentes del río Tajo se remontan al año 1979. La infraestructura tiene una longitud de 292 km y capacidad para un caudal de 33 m³/s.

El volumen medio en destino recibido durante el periodo histórico 1990/81-2011/12, es de 305 hm³/año, de los que 205 hm³/año corresponden a regadío y 100 hm³/año a abastecimiento. Se consideran 30 hm³/año como pérdidas menores como consecuencia del reparto entre el usuario agrario y el abastecimiento.

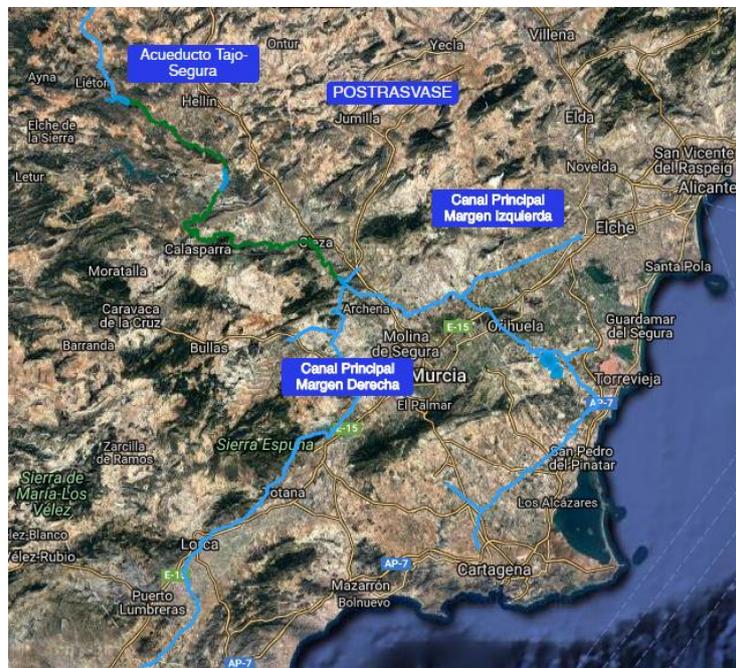


Figura 4.1.2.2. Mapa del Trasvase Tajo-Segura. Fuente: Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura (SCARTS), www.scarts.es

La Figura 4.1.2.3 muestra Los volúmenes de agua ($\text{hm}^3/\text{año}$) aportados a la CRS por el Trasvase Tajo-Segura en el periodo 1979-2016.

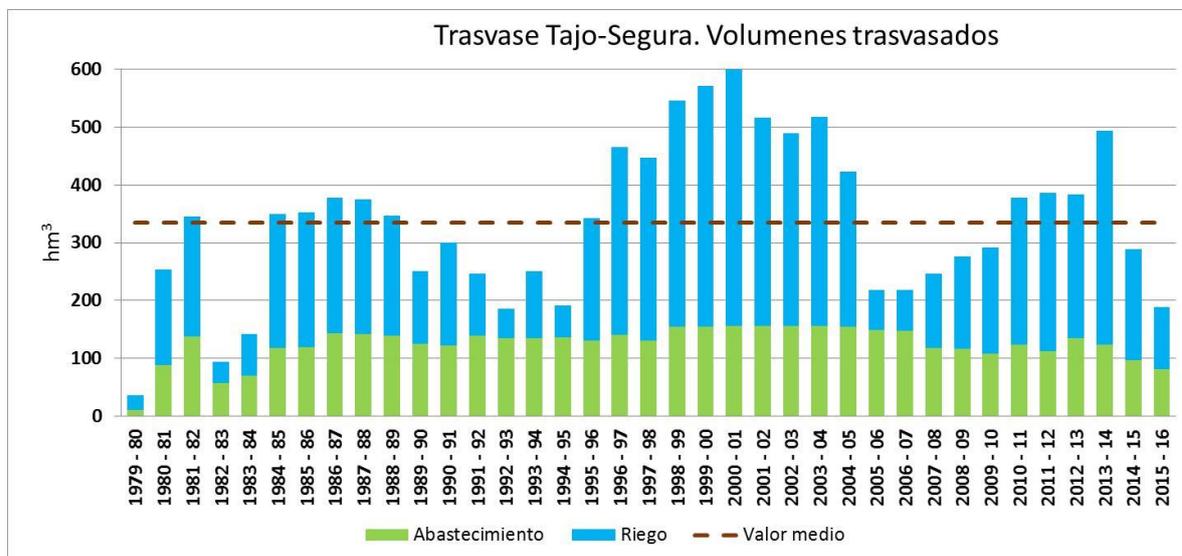


Figura 4.1.2.3. Volúmenes de agua ($\text{hm}^3/\text{año}$) trasvasados por el Trasvase Tajo-Segura. Fuente: Mitos y realidades sobre el Trasvase Tajo-Segura, www.igua.es.

El Trasvase medio anual en origen desde 1979 hasta septiembre de 2016 es de $335 \text{ hm}^3/\text{año}$ (un 56% del máximo permitido, que son $600 \text{ hm}^3/\text{año}$). En el año hidrológico 2015-2016 tan solo se trasvasaron 188 hm^3 .

El aporte de esta fuente de agua complementaria ha supuesto (i) un incremento significativo de la superficie dedicada a riego (de 170.000 ha en 1979 a 263.000 ha en 2015) (CHS, 2015), (ii) adquisición de derechos de agua por parte de más de 80.000 propietarios en la CRS (Claver, 2016) y (iii) un significativo aumento de la inversión destinada a modernización de las infraestructuras hidráulicas y de regadío con la finalidad de transformar la agricultura de secano y el riego por inundación por sistemas de riego localizado eficientes (Playán y Mateos, 2006).

Demandas

En el año 2015 las demandas de recursos hídricos en la CRS ascendieron a $1.762 \text{ hm}^3/\text{año}$, siendo la demanda principal la agricultura con $1.518 \text{ hm}^3/\text{año}$, un 86,2 % de la demanda total. La demanda urbana supuso $191 \text{ hm}^3/\text{año}$, o lo que es lo mismo un 10,8 %. El mantenimiento de humedades supuso un 1,7 %, es decir, $29,6 \text{ hm}^3/\text{año}$. La

demanda industrial un 0,7 % (11,5 hm³/año) y la demanda para regar campos de golf un 0,6 % (11,3 hm³/año).

Resumen del balance hídrico

La Figura 4.1.2.4 muestra un resumen del balance hídrico en la CRS según Martínez-Alvarez et al. 2017.

El déficit hídrico total anual medio de la demarcación del Segura en el año 2015 fue considerado 400 hm³.

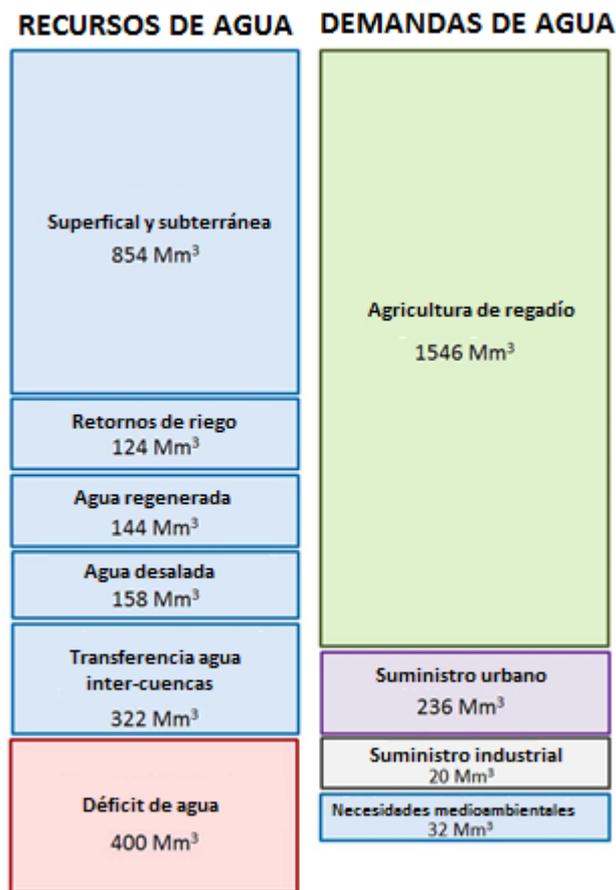


Figura 4.1.2.4. Balance hídrico de la CRS (hm³) en el año 2015. Fuente: (Martínez-Alvarez et al., 2017).

4.2. Sistemas de cultivo

Los sistemas de cultivo en la CRS agrupan a un gran número de productos con modelos de producción muy diversos. En lo referente al desarrollo de la presente tesis,

los sistemas de cultivo se clasifican en dos grandes grupos: sistema de cultivo tradicional en suelo y sistema de cultivo sin suelo o sistema hidropónico.

4.2.1. Sistema de cultivo en suelo

El sistema de cultivo en suelo es el sistema de cultivo tradicional en el que los cultivos se desarrollan en un medio natural como es el suelo, el cual además de servir de anclaje o soporte del cultivo, proporciona el agua y los nutrientes necesarios.

4.2.1.1 Tipologías de sistemas de cultivo en suelo

Sistemas de secano

Se entiende por sistema de secano todo sistema de cultivo en el que el aporte de agua para las plantas depende exclusivamente de las precipitaciones atmosféricas.

La agricultura de secano en el mundo representa el 80% de la superficie cultivada y genera el 60% de la producción de alimentos (UNESCO, 2017). En España, en 2016, el 78,5% de la superficie de cultivo (13.331.882 ha) correspondía a sistemas de secano (ESYRCE, 2016). El porcentaje de superficie de cultivo con sistemas de secano en la Región de Murcia es de 60,39% (278.603 ha). Los principales cultivos en secano son los cereales, almendro, olivar y viñedo. Estos cultivos también se producen en sistemas de regadío, desarrollándose en sistemas de secano en aquellos casos en los el tamaño de la explotación no permite rentabilizar la inversión de la transformación a sistema de regadío (ESYRCE, 2016).

Los sistemas de secano en la CRS, dada su directa dependencia a las condiciones climáticas, no permiten obtener elevada producción y por tanto rentabilidad, de ahí su abandono paulatino.

Sistemas de regadío

A nivel mundial el regadío representa el 20% de la superficie de cultivo y representa el 40% de la producción mundial de alimentos (UNESCO, 2017). En España, en 2016, el 21,5% de la superficie de cultivo (3.665.417 ha) correspondía a sistemas de

regadío. Los sistemas de regadío más extendidos son el riego localizado (50,63%), riego por gravedad (25,8%), riego por aspersión (15,04%) y sistema de riego automotriz (8,53%) (ESYRCE, 2016). En la Región de Murcia, el porcentaje de superficie de cultivo con sistemas de regadío es mayor, representando un 39,61% (182.737 ha). Es la Comunidad de España con mayor tasa de regadío sobre superficie geográfica con un 16,59%. Los sistemas más extendidos son el riego localizado (83,48%), riego por gravedad (15,96%) y riego por aspersión (0,56%) (ESYRCE, 2016).

El regadío ha contribuido tanto a la producción final como al comercio exterior de los productos agroalimentarios, al desarrollo agroindustrial y al asentamiento de población en el medio rural. Sin embargo, genera un alto impacto ambiental al contaminar tanto aguas superficiales como subterráneas debido al empleo de fertilizantes (especialmente los nitrogenados), productos fitosanitarios (insecticidas, herbicidas y fungicidas). Además, se originan importantes emisiones de gases de efecto invernadero asociadas al empleo de combustibles fósiles, maquinaria, electricidad, fabricación y transporte de fertilizantes y productos fitosanitarios.

La productividad de los sistemas de regadío es siete veces superior a la de los sistemas de secano, a pesar de que la agricultura de regadío no es intensiva en todo el país (Martínez-Beltrán, 1996).

El principal problema del regadío es el incremento del consumo de energía que tiene asociado. En España, entre 1950 y 2007, la demanda de energía ha aumentado de 206 kWh ha⁻¹ a 1.560 kWh h⁻¹, lo que supone un incremento del 657%. A este inconveniente hay que añadir el incremento del 120% de las tarifas de energía para riego entre 2008 y 2010, cuando las tarifas especiales para riego desaparecieron, debido a la liberación del mercado eléctrico español (Rodríguez et al., 2011).

4.2.2. Sistema de cultivo sin suelo

Se entiende por sistema de cultivo sin suelo a cualquier sistema de producción agrícola que no emplea el suelo como medio para el crecimiento del sistema radicular

de las plantas en su etapa de producción. En cualquier sistema de cultivo sin suelo es imprescindible la aplicación de agua y fertilizantes.

El correcto desarrollo de los cultivos se consigue con el aporte de la solución nutritiva, ya sea de manera continua o en pulsos de riego. Se entiende por solución nutritiva la mezcla de agua con oxígeno y todos los nutrientes esenciales para las plantas.

4.2.2.1. Técnica de película nutritiva

El sistema de “Técnica de película nutritiva”, traducido del inglés NFT (Nutrient Film Technique) fue desarrollado en la década de los 60 en Inglaterra. El principio básico es la circulación continua o intermitente de una fina capa de solución nutritiva a través de las raíces, que pasa por una serie de canales que pueden ser de PVC, polietileno y poliuretano de forma rectangular. En la parte superior de los canales se localizan unas aberturas sobre las que se colocan las plantas. Los canales suelen instalarse con una ligera pendiente para facilitar la circulación de la solución nutritiva por gravedad.

4.2.2.2. Sistemas abiertos o cerrados

En los sistemas abiertos la solución nutritiva no es reutilizada después de haber sido drenada por el cultivo. En los sistemas cerrados, en cambio, la solución nutritiva es recirculada de nuevo una vez ha sido drenada por el cultivo, almacenada y reajustados los parámetros de la misma (generalmente pH y conductividad eléctrica, y ocasionalmente nivel de oxígeno y temperatura). Debido a la continua recirculación de la solución nutritiva, el contenido de sales aumenta hasta alcanzar concentraciones perjudiciales para el cultivo, siendo necesario su reemplazo por solución nutritiva nueva (bien en su totalidad o un porcentaje determinado). La frecuencia con la que se renueva la solución nutritiva depende de la calidad del agua empleada y cultivo.

La principal ventaja de los sistemas cerrados frente a los sistemas abiertos es el ahorro de agua y fertilizantes.

4.2.2.3. Ventajas e inconvenientes de los sistemas hidropónicos frente a los sistemas en suelo

A continuación se exponen las ventajas e inconvenientes de los sistemas hidropónicos frente a los sistemas en suelo:

Ventajas

- Ahorro importante de agua y fertilizantes en sistemas que recirculan la solución nutritiva.
- Respetuosos con el medio ambiente, especialmente aquellos sistemas que recirculan la solución nutritiva, evitando la contaminación de suelos y acuíferos. Algunos además se componen de materiales reciclables. Menores emisiones de gases de efecto invernadero.
- Adaptable a todo tipo de terrenos, independientemente de las propiedades del suelo.
- Mayor uniformidad en el cultivo, lo que facilita las labores culturales (poda, recolección, tutorio, etc).
- Mejora la ergonomía cuando se facilitan las labores de plantación y recolección. Es el caso de los sistemas con las líneas de cultivo dispuestas en altura o sistemas con desplazamiento automático de las mismas.
- Se suprimen labores como las preparatorias del terreno y eliminación de malas hierbas.
- Se pueden obtener cosechas más precoces dado el nivel productivo al que están sometidos los cultivos.
- Producción de elevada calidad por el control sobre la nutrición y el riego que permiten acercarse al máximo potencial de los cultivos.
- Optimización del espacio que suele resultar en una mayor densidad de plantación. En algunos sistemas se suprimen los pasillos y/o reduce la

separación entre plantas al no competir las raíces por el mismo espacio físico.

En ocasiones también se cultiva a distintos niveles.

- El producto obtenido es limpio y libre de tierra y sustancias extrañas.
- Menor incidencia de ciertas plagas y enfermedades, debido al aislamiento del cultivo del suelo.
- Mayores rendimientos. En algunos cultivos se obtiene mayor producción por planta. Además se puede conseguir una mayor producción por unidad de superficie cuando se aumenta la densidad de plantación, se obtiene un cultivo precoz y/o eliminan los tiempos de espera entre recolección y plantación, entre otros.

Inconvenientes

- Contaminación de suelos y acuíferos en aquellos sistemas en los que no se recircule la solución nutritiva.
- Requiere una inversión más o menos elevada. Es la desventaja más importante ya que requiere de la instalación de sistema hidropónico, sistema de riego y cabezal. Si el proyecto se realiza de manera adecuada es posible recuperar la inversión en poco tiempo.
- Mayor consumo de energía, debido fundamentalmente a la electricidad empleada para riego.
- Requiere de personal cualificado y especializado para el manejo del sistema ya que es susceptible a condiciones adversas y requiere un manejo en detalle.

4.3. Riego deficitario y riego deficitario controlado

Las estrategias de riego deficitario (RD) son una alternativa para mejorar la eficiencia en el uso del agua, al reducir los aportes de agua uniformemente durante todo el ciclo, evitando estrés severo alguno sobre el cultivo.

El riego deficitario controlado (RDC) consiste en reducir el aporte de agua en aquellas fases de desarrollo del cultivo que no sean sensibles al déficit hídrico y suplir las máximas demandas hídricas del cultivo en fases de desarrollo sensibles (Chalmers

et al., 1981; Mitchell et al., 1986). El RDC puede aumentar tanto la producción como la calidad del producto obtenido.

Tanto el RD como el RDC son adecuados en zonas de escasa disponibilidad de recursos como es la CRS, donde es posible maximizar los ingresos por unidad de agua aplicada. Por tanto, en situaciones en que el agua es el recurso limitante y no la superficie regable, el RD y RDC pueden convertirse en una alternativa económicamente viable (Castel, 1999).

Pérez-Pérez et al. (2014) realizaron tratamientos de RD en tres etapas diferentes de desarrollo de un cultivo de pomelo en Murcia. En la primera fase (división celular), el crecimiento vegetativo se redujo en menor medida que el rendimiento. La segunda fase (elongación celular) fue la más crítica debido al descenso observado en el tamaño del fruto y por tanto en el rendimiento. En la tercera fase (crecimiento final del fruto), la aplicación de RD repercutió en un incremento de la calidad del fruto debido al aumento de acidez y sólidos solubles totales.

Las estrategias de RDC han sido aplicadas en numerosos cultivos del sureste español, con resultados variables según el cultivo. García et al. (2004) redujeron en un cultivo de almendros el riego hasta un 20% de la ET_c durante cuatro años consecutivos y en la fase de llenado del grano. El ahorro de agua obtenido fue de un 20% respecto del control, mientras que el descenso de la producción fue tan solo de un 7%.

Ballester et al. (2011; 2014) implementaron estrategias de RDC en un cultivo de clementina en Valencia. Los resultados indicaron que es posible reducir la aplicación de agua entre un 8-20% sin que tenga lugar un descenso significativo de la producción obtenida y recuperación económica. La salinidad del suelo no se vio incrementada, si bien la calidad del fruto si se vio mejorada en cuanto a cantidad de sólidos solubles totales y acidez titulable.

4.4. Agua regenerada

El agua regenerada (AR) es el agua residual que después de ser sometida a un tratamiento concreto adquiere una calidad adecuada para un uso particular (Asano, 1998).

Es un recurso muy valioso para la agricultura por su continua disponibilidad. Además, presenta un elevado contenido en materia orgánica, y nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio, que son esenciales para el crecimiento de las plantas y por tanto pueden permitir reducir las tasas de aplicación de fertilizantes (Nicolás et al., 2016). Sin embargo, también puede contener una alta concentración de sales que dan lugar a efectos indeseables en suelos y plantas (Ayers y Westcot, 1985). El organismo encargado de la depuración de las aguas urbanas en la Región de Murcia es la Entidad Regional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales (ESAMUR), empresa Pública Regional adscrita a la Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma.

El mayor problema del uso de agua regenerada es su elevada conductividad eléctrica (CE), ya que el 93% de las aguas residuales tratadas tienen una CE superior a 2 dS/m y el 63% una CE superior a 3 dS/m (ESAMUR, 2015). Las consecuencias son el incremento progresivo de las sales solubles totales en la rizosfera de las plantas y aumento de la presión osmótica. Los cultivos más sensibles a la salinidad son los cítricos y frutales.

El efecto del empleo de AR para agricultura en el sureste de España ha sido motivo de algunas investigaciones. Pedrero et al. (2015) determinaron en un huerto comercial de pomelos, que el empleo de AR no aumenta la salinidad del suelo, si bien tiene lugar un aumento de la concentración de Na, Cl y B en hoja.

4.5. Energía

El análisis de energía de una explotación o sistema productivo representa una valiosa herramienta que permite comparar diferentes sistemas productivos al evaluar la eficiencia en el uso de la energía, los efectos ambientales y su sostenibilidad

(Khoshnevisan et al., 2014b). Así pues, el aumento de la eficiencia energética repercute en un aumento de productividad y rentabilidad al mismo tiempo que disminuyen las emisiones de GEI y los impactos ambientales (Alluvione et al., 2011).

Se estima que la agricultura consume el 30% del total de energía a nivel global (FAO, 2011).

En agricultura la energía puede dividirse en energía directa y energía indirecta. La energía directa se debe a la mano de obra y al consumo de energía eléctrica y combustible (diésel) durante la etapa productiva, mientras que la energía indirecta hace referencia a la energía consumida para producir los insumos, como fertilizantes, pesticidas, semillas, sistema de riego y maquinaria agrícola (Pimentel, 1992).

El consumo energético de los cultivos más representativos del sureste de España fue determinado por Soto-García et al. (2014). Los cultivos hortícolas presentaron mayores consumos, siendo la alcachofa el cultivo con un mayor consumo energético ($185.409 \text{ MJ ha}^{-1}$), seguido de melón ($146.776 \text{ MJ ha}^{-1}$), brócoli ($120.442 \text{ MJ ha}^{-1}$) y lechuga ($114.870 \text{ MJ ha}^{-1}$). Los cultivos cítricos mandarino ($105.294 \text{ MJ ha}^{-1}$), naranjo ($98.598 \text{ MJ ha}^{-1}$) y limonero ($91.552 \text{ MJ ha}^{-1}$) presentaron consumos de energía similares. Respecto a la energía directa, la electricidad para riego hasta parcela fue el insumo con mayor consumo, con un rango entre el 65,7% para la lechuga y el 78% para el naranjo. Respecto a la energía indirecta, los fertilizantes fueron el insumo con mayor consumo, con un rango entre el 59,7% para la lechuga y el 66,9% para el naranjo, excepto en melón, donde el 51,6% de la energía fue atribuida al uso de film plásticos. La energía asociada al manejo del agua de riego (energía directa consumida para el riego más energía indirecta empleada en los materiales e instalación de riego) representó el mayor valor, con un rango entre el 44,7% para el melón y 69,2% para la alcachofa. Estos resultados ponen de manifiesto el nexo agua-energía.

Es importante tener en cuenta que la gran mayoría de los estudios comentados anteriormente no tienen en cuenta el efecto de empleo de recursos hídricos no convencionales o las diferentes etapas del ciclo de vida del cultivo.

Nexo agua-energía

La energía está estrechamente relacionada con el uso de agua. La captación de agua, el transporte y distribución, y el tratamiento de la misma llevan asociado un costo energético. La interrelación de energía y agua se denomina “nexo agua-energía”.

En España, Hardy y Garrido (2010) estimaron el consumo de energía del riego, variando éste entre 0,28 kWh m⁻³, cuando solo se considera el costo energético asociado a la captación y la distribución, y 0,34 kWh m⁻³ cuando se tiene en cuenta el tratamiento y transporte. El consumo energético varía entre 0,02 kWh m⁻³ en un sistema de riego por gravedad y con agua superficial, y 0,68 kWh m⁻³ en un sistema de riego localizado y con aguas subterráneas.

Investigaciones de Corominas (2009) en España indicaron que mientras el consumo de agua por hectárea se ha reducido de 8.250 m³ ha⁻¹ a 6.500 m³ ha⁻¹ (21%) entre 1950 y 2007, la demanda de energía ha aumentado de 206 kWh ha⁻¹ a 1.560 kWh ha⁻¹ (657%), lo que pone de manifiesto que la modernización del regadío ha contribuido notablemente al aumento del consumo de energía. Por tanto, para reducir el consumo de energía es necesario maximizar la eficiencia en el uso del agua y de la energía.

El consumo energético medio del riego por goteo en el sureste de España se ha establecido en 0,17 kWh m⁻³ (Soto-García et al., 2013c).

Actualmente existen medidas cuyo objetivo es reducir el consumo energético en el regadío. Algunas de ellas son el uso de auditorías energéticas en las comunidades de regantes, propuesta por el Plan de Acción 2008-2012 de la Estrategia de Ahorro y Eficiencia Energética; la realización de cursos de formación a técnicos y agricultores en centros de investigación y universidades; y el seguimiento de las instalaciones asegurando el funcionamiento óptimo de las mismas en todo momento.

4.6. Emisiones de GEI

La FAO (2011) estima en un 20% el consumo global de emisiones de GEI en el sector agrícola.

El ahorro de agua implica ahorro de energía y, por tanto minimiza la emisión de gases de efecto invernadero (Cabrera, 2011).

Las emisiones de GEI debidas a las prácticas agrícolas pueden dividirse en: a) emisiones de GEI debidas al uso de combustibles fósiles y electricidad (Lal, 2004); b) emisiones de GEI debidas a la producción, el transporte, el almacenamiento y el empleo de fertilizantes y fitosanitarios (Lal, 2004); y c) emisiones de GEI emitidas al suelo en forma de NO_2 (IPCC, 2006).

Soto-García et al. (2014) también determinaron las emisiones de GEI de los cultivos más representativos del sureste de España. El cultivo hortícola con mayores emisiones de GEI fue la alcachofa ($6.588 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$), seguido de brócoli ($5.157 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$), lechuga ($4.672 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$) y melón ($4.271 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$). El mandarino ($4.212 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$) fue el cultivo cítrico con mayores emisiones de GEI asociadas, seguido de naranjo ($3.697 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$) y limonero ($3.302 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$). Las emisiones medias de GEI fueron de $4.528 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$, donde el CO_2 supuso el 55,4%, el NO_2 el 44,5% y el CH_4 el 0,1% restante. Las principales emisiones de GEI fueron asociadas a las emisiones de NO_2 del suelo debidas a la aplicación de fertilizantes nitrogenados (44,4%), electricidad para riego (30,3%) y combustible (14%).

4.7. Análisis económico de explotaciones

El análisis de flujo de caja descontado (AFCD) compara los beneficios, costos esperados y flujos de entrada y salida de una determinada inversión, considerando la vida útil de la inversión (IFAC, 2008). Por tanto, el AFCD es una herramienta valiosa para agricultores que quieren evaluar la viabilidad de una inversión.

Los beneficios de una explotación vienen dados por la producción obtenida multiplicada por el precio de venta. Los costos se clasifican en dos grupos: costos de inversión y costos operacionales. Los costos de inversión incluyen tanto la infraestructura como la mano de obra empleada antes del inicio de la actividad productiva. Los costos operacionales corresponden al flujo de caja necesario para el correcto funcionamiento y desarrollo de la actividad productiva.

Alcón et al. (2013b) realizaron un análisis costo-beneficio considerando el empleo de AR, agua superficial o una combinación de distintas fuentes en un huerto de mandarina ubicado en la CRS. Los resultados indicaron que la mezcla de distintas fuentes de agua (incluida AR) es la mejor opción. Sin embargo, debido al bajo precio de venta de la mandarina, el uso exclusivo de AR se presenta como la alternativa más beneficiosa.

5. Publicaciones que constituyen la tesis

5.1. Publicación 1

5.1.1. Resumen de la publicación

Título

Hydroponic system and desalinated seawater as an alternative farm-productive proposal in water scarcity areas: Energy and greenhouse gas emissions analysis of lettuce production in southeast Spain.

1. Introducción y objetivos

La tasa de crecimiento demográfico actual dará lugar a una población mundial de 9.100 millones de personas en 2025, lo que requerirá aumentar la producción de alimentos en un 70% (Faurès et al., 2013). La agricultura en regiones semiáridas y áridas depende en gran medida del agua para el riego; sin embargo, la disponibilidad de agua ya es problemática en muchas regiones con desequilibrios entre los recursos renovables y las demandas totales, lo que pone en peligro la agricultura de regadío y su resiliencia. Además, los modelos climáticos globales predicen que los recursos hídricos disponibles disminuirán en climas áridos y semiáridos, agravando los problemas de escasez de agua en el futuro cercano en muchas áreas alrededor del mundo (IPCC, 2006). En este contexto, el aumento requerido en la producción de alimentos debe cumplirse sin un aumento proporcional en el uso de agua dulce (FAO, 2011). El sureste de España (SE) es una de las regiones con mayor déficit hídrico de agua en Europa y la primera en España, con un déficit estructural hídrico de alrededor de 400 hm³ por año (CSH, 2015). Sin embargo, dadas las condiciones edafoclimáticas, tiene excelentes aptitudes para lograr una agricultura muy competitiva, que se dedica principalmente a las exportaciones y a los suministros de alimentos nacionales (Jiménez-Martínez et al., 2016). De hecho, es uno de los pilares básicos del crecimiento

de la economía regional, y las exportaciones a los países de la UE superan el 70% de la producción total de cultivos hortícolas ($\approx 1 \text{ MT} = 3.570 \text{ M€}$) (IFRM, 2016). Este complejo escenario está ejerciendo presión sobre la agricultura del SE, que no puede satisfacer las demandas alimentarias actuales o futuras de la agricultura de regadío al depender únicamente de fuentes de agua convencionales. Por lo tanto, es necesario explorar nuevas opciones de suministro de agua para uso agrícola a medida que la demanda de alimentos y la escasez de agua se intensifican (Barron et al., 2015). En este sentido, el agua marina desalinizada se está presentando como una fuente de agua alternativa en algunos países mediterráneos. Representa una abundante y constante fuente de agua que elimina de manera efectiva las restricciones climatológicas e hidrológicas. Sin embargo, el alto requerimiento energético del agua marina desalinizada (AD) ($\approx 4,45 \text{ kWh m}^{-3}$) en comparación con otras fuentes de agua convencionales (de $0,06 \text{ kWh m}^{-3}$ para agua superficial a $1,21 \text{ kWh m}^{-3}$ para agua salobre desalinizada) sigue siendo el principal factor limitante para su incorporación al riego de cultivos en la agricultura de regadío actual (Martin-Gorriz et al., 2014; Martínez-Alvarez et al., 2017). Además, las altas emisiones de gases de efecto invernadero relacionadas con el uso intensivo de energía podrían agravar el cambio climático. Los agricultores deben por lo tanto buscar otras alternativas a las técnicas actuales que permitan aumentar la eficiencia en el uso del agua y la productividad sin dañar el medio ambiente. En este sentido, un avance sobre el estado del arte tradicional en la agricultura de regadío es la utilización de sistemas sin suelo cerrados (es decir sistemas hidropónicos), y más allá, el sistema con técnica de película nutritiva (TPN), en el que el agua y los nutrientes fluyen por unos canales en los que las plantas tienen su sistema de raíces en contacto directo con la solución nutritiva. Además, estos sistemas permiten la recirculación de drenajes, por lo tanto, minimizan los efectos nocivos ambientales en el sistema suelo-agua-planta. En España, cerca de 5.500 ha están dedicadas a sistemas hidropónicos, la mayoría de ellos en el sureste (Urrestarazu, 2013); es decir 2,3 % del área total de cultivos de vegetales, de los cuales aproximadamente 200 ha son sistemas TPN. Al adoptar estos sistemas, en los que el agua de riego puede recircularse, la cantidad de vertido puede reducirse hasta en un 90% con una reducción significativa de fertilizantes, protegiendo así el medio ambiente.

En consecuencia, este sistema, junto con el uso de AD, no solo puede reducir la sobreexplotación de los acuíferos y la degradación de los suelos, sino que también puede aumentar la eficiencia en el uso del agua y la productividad y garantizar la seguridad alimentaria. A pesar de esto, y en la medida de nuestro conocimiento, ningún estudio ha evaluado el potencial de los sistemas TPN frente al cultivo en suelo desde una perspectiva agronómica, energética y de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en fincas comerciales.

En este contexto, los objetivos específicos de este estudio son: (i) evaluar el consumo de energía y de emisiones de GEI debidas a las prácticas agrícolas en la producción convencional de cultivo en suelo (CS) contra alta tecnología TPN, y (ii) cuantificar el efecto de incorporar AD para el riego en el consumo de energía y de emisiones de GEI, debido a la limitación actual y esperada de la disponibilidad de agua en esta cuenca. Para este propósito, se seleccionó la lechuga ya que es el vegetal de invierno con mayor producción y área en la región, y además se puede cultivar en suelo y sin suelo.

2. Materiales y métodos

2.1 Área de estudio y escenarios de suministro de agua

El estudio se realizó en la Cuenca del Río Segura (CRS), que es una cuenca semiárida ubicada en el sureste de España. Desde 1979, la cuenca ha complementado sus propios recursos hídricos con agua transferida desde el centro de España, a través del acueducto inter cuencas Tajo-Segura (CHS, 2015); este canal suministra periódicamente desde la cuenca del Tajo una gran parte del agua superficial utilizada en el SE de España tanto para el consumo humano como para las prácticas de riego. Dicha transferencia de agua ha permitido aumentar la superficie neta dedicada al riego de aproximadamente 170.000 ha a 263.000 ha en los últimos 40 años (CHS, 2015). Esta situación, junto con los efectos del cambio climático, ha provocado un déficit estructural hídrico crónico en la cuenca, estimado en $400 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ (CHS, 2015). En este contexto, para mantener los sistemas agrícolas a pesar de las limitaciones de

suministro de agua antes mencionadas, se han construido siete plantas de desalinización de agua de mar para complementar el suministro de agua a más de 60 comunidades de regantes que cubren 147.255 ha dentro de la CRS (SCRATS, 2017). Entre ellos, el Distrito de Riego del Campo de Cartagena ha sido seleccionado como el área objetivo para el presente estudio ya que: (i) es representativo de la horticultura intensiva orientada a la exportación de la CRS; (ii) está frecuentemente sujeto a escasez de suministro de agua; (iii) utiliza una amplia gama de fuentes de agua; y (iv) es el distrito de riego más grande en la CRS (Soto-García et al., 2013b). El distrito de riego seleccionado proporciona a sus agricultores agua a través de una red presurizada colectiva en la programación de rotación, y luego los agricultores almacenan el agua asignada en estanques artificiales en la finca. Bajo estas condiciones, los agricultores necesitan volver a presurizar el sistema de riego con sus propios sistemas de bombeo para el riego por goteo.

Centrándose en las circunstancias de escasez de agua descritas anteriormente, los siguientes tres escenarios de suministro de agua (ESA) se han considerado en el estudio. Se basan en los pronósticos de disponibilidad de agua estimados en (CEDEX, 2011) y considerando el balance hídrico de la cuenca del río Segura (Martínez-Alvarez et al., 2017):

1. ESA-1. Representa el escenario base actual en el cual el uso de AD es marginal, solo el 9% de la demanda de agua, y por lo tanto asumimos que todos los recursos hídricos para riego provienen de recursos hídricos superficiales y subterráneos ($854 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$), retorno de riego ($124 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$), agua regenerada ($144 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$), desalinización ($158 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$), transferencia de agua inter-cuenca del Tajo-Segura ($322 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$) y sobreexplotación de acuíferos y riego deficitario ($400 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$).
2. ESA-2. Suponemos $0 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$ de transferencia de agua desde la cuenca del Tajo, sin sobreexplotación de los recursos de agua subterránea y sin riego deficitario; es decir, $722 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$ que son suministrados por AD (aproximadamente el 50% de la demanda de agua).
3. ESA-3. Suponemos $0 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$ de transferencia de agua desde la cuenca del Tajo, sin sobreexplotación de recursos hídricos subterráneos y sin riego

deficitario y $0 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$ de aguas superficiales y subterráneas, es decir $1576 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$ que son suministrados por AD (aproximadamente el 100% de la demanda de agua).

2.2 Descripción de sistemas de cultivo

En este estudio, se seleccionó el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L. cv. "Little Gem") por dos razones: (i) la producción de lechuga es la principal hortaliza de invierno en la CRS, con 364 mil toneladas en 2016 (de los cuales 14 % fueron Little Gem) de los cuales el 71% se exportaron (BSCH-UCAM, 2017), y (ii) esta variedad de lechuga y aquellas con características similares se pueden cultivar tanto en CS como en sistemas hidropónicos.

Este estudio permitió la comparación de dos fincas de lechuga desde el punto de vista energético y de emisiones de GEI; una parcela de lechuga bajo CS y una parcela de lechuga bajo un sistema hidropónico basado en el sistema TPN. Para la producción en CS, los datos para la caracterización del consumo de energía y emisiones de GEI se obtuvieron de fincas comerciales de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena (CRCC) según Martin-Gorriz et al. (2014). Los datos del sistema TPN se recopilaban de dos fincas comerciales que utilizan el sistema TPN.

Para conocer los resultados de emisiones de GEI y emisiones de energía, se consideraron dos unidades funcionales: 1 kg de lechuga y 1 ha de tierra de cultivo. Además, se consideró el siguiente conjunto de entradas: (i) diésel y maquinaria; (ii) electricidad para el riego, el sistema de riego y el embalse; y (iii) fertilizantes, pesticidas y sus emisiones directas e indirectas de N_2O .

Los siguientes índices de $\text{CO}_{2\text{eq}}$ se calcularon adicionalmente a partir de emisiones de GEI y rendimiento: emisiones de GEI específicas ($\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1}$) y emisiones de GEI de área ($\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$).

2.2.1 Cultivo en suelo

Para la lechuga (*Lactuca sativa* L. cv. "Little Gem"), el ciclo de crecimiento con las condiciones climáticas en la CRCC (temperatura media anual de 18°C y promedio anual de precipitaciones de 350 mm) varía de 56 a 98 días. En un año agronómico, son

posibles hasta tres ciclos de crecimiento de cultivos vegetales, principalmente lechuga, brócoli, patata, melón y sandía. Una práctica común entre agricultores es cultivar lechuga-lechuga-melón en un año agronómico; por consiguiente, la lechuga se cultivada dos veces al año en el mismo terreno. Inicialmente, las plántulas de lechuga son producidas en semilleros y entonces estas plántulas son transportadas hasta el terreno principal de cultivo. La densidad de plantación fue de 15,5 plantas m⁻². En la parcela, las operaciones de maquinaria implican la preparación de la tierra (arados, cultivadores, abonadora de estiércol y grada rotativa) y el cultivo en el campo (plantación, cultivo en hilera, control de hierba, pulverización y recolección). Los fertilizantes son generalmente aplicados mezclados con el agua de riego, es decir, en fertirrigación.

2.2.2 Cultivo sin suelo (Técnica de película nutritiva)

Producir lechugas con el sistema TPN requiere de una infraestructura compuesta por estructura de acero para soportar los canales de plástico, tuberías, líneas de gotero, conductos de evacuación, sistemas de bombeo, depósitos de fertilizantes y sistemas automatizados de control de riego.

En la producción en TPN la mano de obra es generalmente un 50% mayor que en la producción en CS porque la mayoría de los trabajos de campo son llevados a cabo por obreros; por el contrario, el uso de maquinaria es muy inferior ya que solo es empleada en el control de plagas. También se debe resaltar que no se emplea estiércol en la producción en TPN, el cual es compensado por una mayor dosis de fertilizante. Además, no se usan herbicidas porque la lechuga se cultiva en estructuras sobre el suelo.

Cabe señalar que se pueden lograr 2 ciclos por año en la producción CS mientras que en la producción TPN se pueden lograr 9 ciclos por año. En el sistema TPN la densidad de plantación fue de 16,5 plantas m⁻².

2.3 Procesos no incluidos en la evaluación

Se han considerado las siguientes hipótesis para llevar a cabo la evaluación de energía y emisiones de GEI en este trabajo:

- El CO₂ absorbido por las plantas durante su ciclo vegetativo no se tuvo en cuenta; un enfoque de “carbono neutro” ha sido adoptado ya que el CO₂ absorbido por las plantas se ha vuelto a emitir a la atmósfera en poco tiempo.
- Debido a la falta de información, se excluyeron del estudio las emisiones de GEI de la lechuga en la fase de semillero. La fase de semillero fue similar en ambos sistemas de cultivo.
- Las entradas de energía indirecta y emisiones de GEI implicadas en las materias primas de la infraestructura del trasvase Tajo-Segura no han sido consideradas.
- Las entradas de energía indirecta y emisiones de GEI relacionadas con la producción de agua en plantas desaladoras de agua de mar no han sido consideradas.
- Una estructura de invernadero no ha sido considerada porque las condiciones climáticas en el SE permiten la producción de lechuga en exterior durante todo el año.
- Los procesos de almacenamiento y transporte no han sido considerados en el estudio por la larga lista de países de destino implicados (por ejemplo Alemania, Francia, Reino Unido, Holanda, etc.).

2.4 Consumo energético

La demanda de energía en agricultura puede ser dividida en directa e indirecta. El uso de energía directa incluye labor humana, electricidad y el combustible usado en la producción de cultivo mientras que el uso de energía indirecta incluye la entrada de energía del material consumido para producir fertilizantes, pesticidas, plántulas, el sistema de riego, el sistema hidropónico, el depósito de la finca y la maquinaria agrícola (Pimentel, 1992).

La energía para la labor humana y el diésel se calculó multiplicando las cantidades requeridas por el sistema por sus respectivas unidades de energía. La energía eléctrica directa usada para el riego se calculó a partir del consumo de agua de riego y la energía específica para cada escenario de suministro de agua. Las pérdidas a través de la generación y transporte de la energía se estimaron en un 70%; así 1 kWh es equivalente a 12 MJ (Ortiz-Cañavate y Hernanz, 1999). Por el bien de comparar

resultados, los valores de energía específica (kWh m^{-3}) para cada fuente de agua se usaron en este estudio. La energía directa atribuida a la electricidad se organizó en un nivel fuera de la finca y en la finca. La gestión fuera de la finca se refiere a la asignación de agua desde las fuentes hasta el punto de suministro de cada finca (TS, AD), mientras que la gestión en la finca se refiere a las instalaciones dentro de la finca para la aplicación de agua a los cultivos. Los valores de energía específica establecidos fuera de la finca son $0,85 \text{ kWh m}^{-3}$ para TS (Martin-Gorriz et al., 2014) y $4,45 \text{ kWh m}^{-3}$ para AD (Lapuente, 2012). Los valores de energía específica en la finca dependen del sistema de producción, y son $0,17 \text{ kWh m}^{-3}$ en la producción CS con sistemas de riego por goteo (Martin-Gorriz et al., 2014) y $4,42 \text{ kWh m}^{-3}$ en la producción TPN (Comunicación personal).

Respecto a la energía indirecta, los costos energéticos de los fertilizantes, pesticidas, plántulas, sistemas de riego y depósito de la finca se valoraron multiplicando sus cantidades por sus respectivas unidades de energía. La energía indirecta de los sistemas de riego en la finca se calculó siguiendo Batty y Keller (1980), aunque considerando factores de conversión de entrada de energía actualizados para las materias primas. Las entradas de energía asociadas al depósito de agua agrícola en la finca se calcularon considerando el volumen de movimiento de tierra y el área de la lámina de PVC utilizada para la prevención de filtración (Ayres et al., 1974; ELCD, 2017).

Las unidades de energía de los fertilizantes y los pesticidas se calcularon basados en Helsel (1992), que incluía el embalaje y el transporte de las materias primas y el producto, y excluía el costo de la aplicación, ya que en el caso de los fertilizantes se aplicaban en el agua de riego. La energía asociada a las plántulas se determinó de acuerdo a la metodología propuesta por Bocaja y Schrevens (2010) que consideran un sistema de cultivo en invernadero que utiliza un sistema de calefacción, fertilización por riego y cargas de transporte. La energía indirecta para la maquinaria se calculó siguiendo la metodología propuesta por Bowers (1992), incorporando los valores establecidos para las materias primas ($86,77 \text{ MJ kg}^{-1}$) y el proceso de fabricación ($8,80 \text{ MJ kg}^{-1}$). Se incrementó un 55% adicional sobre el proceso de fabricación para

considerar el promedio de energía requerida para el mantenimiento de la máquina durante su ciclo de vida (Fluck, 1985).

Finalmente, el contenido de energía de los cultivos; es decir, las salidas de energía, se obtuvo de la base de datos nacional de nutrientes de España para referencia estándar (BEDCA, 2014).

Los siguientes índices de entrada de energía, rendimiento y salida de energía se calcularon adicionalmente para analizar la eficiencia de la producción de lechuga: eficiencia en el uso de la energía como la relación entre la producción de energía y la entrada de energía (adimensional) (Ecuación 1), y energía específica (MJ kg⁻¹) (Ecuación 2) como entradas de energía por unidad de masa de producción de cultivo:

$$\text{Eficiencia en el uso de la energía} = \frac{\text{Salida de energía (MJ ha}^{-1}\text{)}}{\text{Entrada de energía (MJ ha}^{-1}\text{)}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$\text{Energía específica} = \frac{\text{Entrada de energía (MJ ha}^{-1}\text{)}}{\text{Rendimiento (kg ha}^{-1}\text{)}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

2.5 Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)

De acuerdo con Lal (2014) y el IPCC (2006), la evaluación de emisiones de GEI en la producción agrícola puede ser estructurada en tres grupos principales: (i) emisiones de GEI debidas al uso de combustibles fósiles y electricidad; (ii) debidas a la producción, transporte, almacenamiento y transferencia de químicos agrícolas; y (iii) emisiones de GEI de NO₂ a los suelos debido a la aplicación de fertilizante-N. Las emisiones de GEI se manejaron como equivalente producido de CO₂ (CO_{2eq}), que se calculó multiplicando el índice de aplicación de entrada para diésel, fertilizantes, pesticidas y electricidad empleada en el riego por su correspondiente factor de emisión de CO_{2eq}.

El factor de emisión de electricidad incluyó las emisiones indirectas atribuidas a la extracción, producción y transporte de electricidad, y a la electricidad perdida en la red. Para estos cálculos, se supuso que la electricidad en España es generada por varias fuentes y el factor de electricidad de mezcla fue de 0,210 kg CO_{2eq} kWh⁻¹ (Iberdrola, 2017).

Con el fin de comparar la cantidad de emisiones de GEI de la producción de CS con la producción de TPN, las emisiones de GEI de área ($\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1}$) (Ecuación 3) y las emisiones de GEI específicas por unidad de peso del producto ($\text{kg CO}_{2\text{eq}} \text{ kg}^{-1}$) (Ecuación 4) se calcularon como sigue:

$$\text{Emisiones de GEI de área} = \frac{\text{Emisiones de GEI totales (kgCO}_{2\text{eq}})}{\text{Tierra agrícola (ha)}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

$$\text{Emisiones de GEI específicas} = \frac{\text{Emisiones de GEI totales (kgCO}_{2\text{eq}})}{\text{Rendimiento (kg ha}^{-1}\text{)}} \quad (\text{Ecuación 4})$$

3. Resultados

3.1 Cultivo en suelo frente técnica de película nutritiva

3.1.1 Consumo de agua y energía

En general, las entradas de energía totales para TPN ($1.039.319 \text{ MJ ha-año}^{-1}$; 43,3% atribuido a las entradas de energía directa) fueron notablemente más altas que las del sistema CS ($184.900 \text{ MJ ha-año}^{-1}$; 39,3% atribuido a las entradas de energía directa). Las entradas de energía directa para la producción TPN fueron 6,2 veces mayores que las calculadas para la producción de CS. En el caso de las entradas de energía indirectas, ese valor fue 5,2 veces mayor.

En términos de energía específica los resultados mostraron $4,23 \text{ MJ kg}^{-1}$ para la producción TPN y $3,61 \text{ MJ kg}^{-1}$ para la producción CS. La energía específica fue un 17% mayor en la producción TPN que en la producción CS. Sin embargo, las eficiencias en el uso de la energía fueron 0,17 para la producción CS y 0,14 para la producción TPN; es decir, la producción CS fue un 21% más eficiente en el uso de energía que la producción TPN.

Con respecto a la producción CS, el principal consumo de energía se atribuyó a plántulas. Este resultado también se observó para cultivos agrícolas en Bogotá (Bojaca y Schrevens, 2010); es decir, cerca del 46% de las entradas de energía total. Después de plántulas, electricidad para riego, diésel y el sistema de riego representaron 24,7%, 13,4% y 10,2% de las entradas de energía totales. En el caso de electricidad, se debió

principalmente a la electricidad fuera de la finca (20,6%) utilizada para transportar agua desde las fuentes al punto de suministro de cada finca.

En la producción TPN, el consumo de energía se atribuyó principalmente a electricidad para riego (41,1%) seguido de plántulas (28,6%), el sistema hidropónico (13,8%) y fertilizantes (13,3%). Esto fue debido al continuo funcionamiento de las bombas eléctricas para suministrar agua a través de los canales de TPN.

En términos de productividad de la tierra por ciclo, los resultados fueron muy similares para la producción CS y TPN ($2,56 \text{ kg m}^{-2}$ en CS y $2,73 \text{ kg m}^{-2}$ en TPN). Sin embargo, respecto a la productividad de la tierra por año, la producción TPN ($24,55 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) fue 4,79 veces mayor que la del CS convencional ($5,12 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Debe tenerse en cuenta que la densidad de plantación fue similar para producción CS y TPN; $15,5 \text{ plantas m}^{-2}$ y $16,5 \text{ plantas m}^{-2}$. Esta mayor productividad de la tierra en el caso de la producción TPN es explicado por los 9 ciclos año^{-1} de 30 días ciclo^{-1} en la producción TPN comparado con los 2 ciclos año^{-1} de 77 días ciclo^{-1} en la producción CS.

Finalmente, comparando la productividad del agua entre producción TPN y producción CS; es decir, la relación entre rendimiento y consumo de agua para riego, la producción TPN alcanzó una mayor productividad del agua, 2,63 veces superior en la producción TPN que en la producción CS ($36,4 \text{ kg m}^{-3}$ frente a $13,8 \text{ kg m}^{-3}$).

3.1.2 Emisiones de GEI

En general, las emisiones de GEI de área totales para la producción TPN ($25.724 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fueron más del doble que las del sistema CS ($11.760 \text{ kg CO}_{2\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En el caso de la producción CS, las mayores emisiones de GEI se asociaron al sistema de riego por goteo (40,1% de las emisiones totales), seguido de nitrógeno para fertilizantes (16%; del cual 1,3% corresponde a las emisiones de GEI debidas a la producción, transporte, almacenamiento y transferencia de nitrógeno, y el resto, 14,7% a las emisiones de N_2O a los suelos como consecuencia de las aplicaciones de fertilizante nitrogenado), el depósito (15,8%) y el diésel (15,6%). Del mismo modo, para la producción TPN, las mayores emisiones de GEI proceden del sistema de riego hidropónico (40,3% de las emisiones totales). Sin embargo, en este caso, la electricidad

para riego jugó un papel representativo con el 29% de las emisiones de GEI totales. Esto tiene un sentido lógico ya que la producción de TPN requiere tanto de una infraestructura importante como el funcionamiento continuo de las bombas eléctricas para suministrar agua a través de los canales TPN.

3.2 Análisis de hipotéticos futuros escenarios alternativos de suministro de agua

3.2.1 Efecto en el consumo de energía

Para todos los escenarios, la implementación de AD para el riego incrementó notablemente la electricidad para el riego dentro y fuera de la finca. Estos cambios significativos entre escenarios son causados principalmente por el alto impacto de la producción de AD en el consumo de energía ($4,45 \text{ kWh m}^{-3}$).

En general, las entradas de energía en ESA-2 aumentaron en 47,6% y 15,5% en la producción CS y TPN, en comparación con ESA-1. Dichos aumentos fueron del 91,2% y 29,6% cuando se consideraron los resultados de ESA-3.

En ESA-2, el incremento de la electricidad para riego fuera de la finca (3,3 veces más alto que en ESA-1) resultó en un incremento en el consumo de energía específica para riego de $1,02$ a $2,99 \text{ kWh m}^{-3}$ en la producción CS, y de $5,26 \text{ kWh m}^{-3}$ a $7,23 \text{ kWh m}^{-3}$ en la producción TPN. En ESA-3, tal consumo específico de electricidad aumentó hasta $4,79$ y $9,03 \text{ kWh m}^{-3}$ en las producciones CS y TPN (datos no mostrados).

Como era de esperar, los mayores consumos de AD en ES-2 y ES-3 implicaron un mayor consumo de energía y emisiones de GEI, con tal incremento siendo principalmente proporcional a la cantidad de agua de riego aplicada en cada sistema de cultivo.

En ESA-1, la energía específica en el sistema TPN fue 17,2% mayor ($4,23 \text{ MJ kg}^{-1}$) que en el sistema CS ($3,61 \text{ MJ kg}^{-1}$). Sin embargo, esta tendencia se revirtió en los hipotéticos casos EAS-2 y ESA-3, donde la energía específica para la producción TPN se redujo en 8,43% y 20,55% en comparación con la producción CS, respectivamente. Es de notar que la pendiente de la curva de regresión en CS fue mucho mayor que la de la producción TPN, lo que indica la menor sensibilidad de la producción TPN con respecto a la producción CS en escenarios futuros de suministro de agua. Además, el punto de

intersección entre las líneas de tendencia CS y TPN mostró que la producción de TPN comenzó a ser energéticamente más eficiente a partir de un porcentaje de mezcla de AD del 29,6% con una energía específica de $4,61 \text{ MJ kg}^{-1}$.

3.2.2 Efectos de emisiones de GEI

En comparación con ESA-1, las emisiones de GEI aumentaron en 13% y 24,9% en la producción SC y en 10,8% y 20,7% en la producción TPN para ESA-2 y ESA-3, respectivamente. Dichos valores porcentuales fueron notablemente inferiores a los observados para el consumo de energía, lo que indicó que la energía es más sensible a las variaciones de los insumos que a las emisiones de GEI. De hecho, independientemente del escenario, las emisiones de GEI específicas en la producción TPN siempre fueron inferiores a los observados en la producción CS.

Como se observó en el consumo de energía específica, la pendiente de la curva de regresión para las emisiones de GEI específicas en la producción CS fue mayor que la de producción TPN. Esto significa que la producción TPN fue menos sensible a la sustitución progresiva de TS que la producción CS. Al analizar las emisiones de GEI en los diferentes escenarios, basados en los grupos descritos en la sección 2.2, el grupo compuesto por electricidad para riego, el sistema de riego y el depósito representaron 62,7% y 86,2% para CS y TPN, respectivamente en ESA-1, 66,9% y 87,7% para CS y TPN, respectivamente en ESA-2 y 70,0% y 88,8% para CS y TPN, respectivamente en ESA-3.

4. Discusión

4.1 Eficiencia en el uso del agua

La productividad del agua en la producción CS obtenido en nuestro estudio ($13,8 \text{ kg m}^{-3}$) fue similar a la encontrada en otros estudios sobre el cultivo de lechuga convencional en España (Mila et al., 2008), lo que no es sorprendente ya que ambos estudios se llevaron a cabo en el mismo área edafoclimática bajo condiciones similares. En el caso de TPN, una búsqueda bibliográfica exhaustiva ha demostrado la inexistencia de cuantificaciones de energía asociadas a la producción TPN al aire libre. Por lo tanto, para verificar la confiabilidad y la representatividad de nuestros datos,

nuestros resultados de TPN sólo podrían compararse con los observados en otros cultivos de sistemas hidropónicos en experiencias en sustrato. En este sentido, los valores de productividad del agua en TPN ($36,4 \text{ kg m}^{-3}$) fueron levemente inferiores a los observados en la producción hidropónica de lechuga en invernadero en Arizona, cerca de 50 kg m^{-3} (Barbosa et al., 2015). De hecho, esto tiene sentido ya que la productividad del agua obtenida en la producción de lechuga en invernadero aumenta la productividad del agua en un 28% en comparación al cultivo al aire libre (Romero-Gómez et al., 2014).

En comparación con otros estudios llevados a cabo en lechuga, nuestro estudio mostró resultados similares en la productividad de la tierra por año a los estudios de investigación realizados en la producción CS en España (Romero-Gómez et al., 2014) e Italia (Bartzas et al., 2015) y para la producción hidropónica de brotes de ensalada en invernadero bajo un sistema flotante (Castoldi et al., 2011).

4.2 Consumo de energía y acciones potenciales para reducciones

En ESA-1, la energía específica fue un 17% mayor en la producción TPN que en la producción CS. Esto es un resultado interesante, ya que las excelentes condiciones climáticas en el SE permiten producir lechugas con producción TPN al aire libre con un ligero aumento del consumo de energía por unidad de producción.

Los resultados obtenidos por Barbosa et al. (2015) mostraron un gran contraste entre el invernadero hidropónico y la producción convencional de lechuga, $90 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$ frente $1,1 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$. El hecho fue que este experimento se llevó a cabo en condiciones bajo invernadero, lo que incrementó considerablemente el consumo de energía. En nuestro caso, la producción de lechuga TPN se llevó a cabo al aire libre sin utilizar invernadero, y por lo tanto, redujo considerablemente la energía específica ($4,23 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

En general, el estudio demostró, independientemente del sistema de cultivo, que la producción de plántulas y la electricidad fueron los dos principales consumos de energía en la producción de lechuga en el SE. En la producción TPN, la electricidad para riego fue principalmente dentro de la finca (34,7%), por lo tanto, las estrategias para

reducir considerablemente el consumo de energía deben ser diferentes en cada sistema de cultivo, ya que tienen lugar en diferentes puntos de la cadena productiva. Por lo tanto, las acciones potenciales para reducir significativamente el consumo de energía en la producción CS deben realizarse fuera de las fincas hortícolas comerciales, principalmente mediante la reducción de la energía asociada a la producción de plántulas, ya que la etapa de semillero se lleva a cabo fuera de las fincas en la cuenca mediterránea; mejorando la eficiencia del sistema de bombeo a través del monitoreo en tiempo real para mejorar la gestión del agua de las comunidades de regantes (Soto-García et al., 2013a); y promoviendo auditorías energéticas en las comunidades de regantes para proponer medidas correctivas sobre el ahorro de energía (Rocamora et al., 2013), entre otras.

Sin embargo, las acciones potenciales para reducir el consumo de energía en la producción TPN también pudieron llevarse a cabo en fincas donde la electricidad para riego se asoció principalmente a prácticas agrícolas con una participación de energía del 83.8% del total de energía que se atribuye a la electricidad. En este caso, las acciones para reducir significativamente el consumo de energía deberían aumentar el uso de tecnologías alternativas para la generación de electricidad renovable destinada a reducir el consumo directo de energía. En este sentido, varios estudios sobre el uso de electricidad solar fotovoltaica se han promovido como una alternativa para reducir el impacto ambiental del sistema hidropónico (Kaldellis et al., 2009; Marrou et al., 2013; Rothwell et al., 2016).

4.3 Reducción emisiones de GEI

Mientras que el rendimiento en la producción TPN fue 4,8 veces mayor que en la producción CS, las emisiones de GEI fueron solo 2,2 veces más altas y las emisiones de GEI específicas fueron 2,1 veces menores para la producción TPN (25.724 kg CO_{2eq} ha⁻¹ y 0,11 kg CO_{2eq} kg⁻¹ frente a 11.760 kg CO_{2eq} ha⁻¹ y 0,23 kg CO_{2eq} para TPN y CS respectivamente). Otros estudios de lechuga en CS han mostrado una amplia gama de valores en emisiones de GEI específicas; 0,13 kg CO_{2eq} kg⁻¹ (Foteinis y Chatzisyneon, 2016); 0,19 kg CO_{2eq} kg⁻¹ (Venkat, 2012); 0,20 kg CO_{2eq} kg⁻¹ (Rothwell et al., 2016); 0,25 kg CO_{2eq} kg⁻¹ (Maraseni et al., 2010). Cabe señalar que algunas de las referencias

indicadas, como es el caso de la investigación de Foteinis y Chatzisyneon (2016), también consideran el CO₂ atmosférico fijado por el cultivo. Es de notar que en nuestro estudio, el CO₂ absorbido por las plantas se ha vuelto a emitir a la atmósfera en poco tiempo y, por lo tanto, no se ha tenido en cuenta en los cálculos. En el estudio de Maraseni et al. (2010) el elevado valor puede explicarse por la consideración de actividades posteriores a la cosecha como enfriamiento, refrigeración, limpieza y envasado de vegetales en el análisis de emisiones de GEI.

En base a nuestros resultados, independientemente del sistema de cultivo, las opciones para reducir las emisiones de GEI en la producción de lechuga tienen que ir necesariamente a través del conjunto de riego (Epígrafe 2.2), que incluyó la electricidad para riego, el sistema de riego y el depósito, representando el 63% y 86% de las emisiones de GEI totales para la producción CS y TPN, respectivamente. Otros estudios en algunas regiones de la cuenca mediterránea (aunque no con la producción TPN) también concluyeron que el riego (electricidad y materias primas) es también la principal fuente de emisiones de GEI (Bartzas et al., 2015; Foteinis y Chatzisyneon, 2016). En consecuencia, cualquier intento de mejorar la eficiencia del sistema en términos de emisiones de GEI podría centrarse en la reducción del costo ambiental para el sistema hidropónico, por ejemplo utilizando materiales reciclados o materiales con una vida útil más larga y promoviendo el riego impulsado por un sistema de bombeo de agua fotovoltaica en la finca (Moral et al., 2009; Chandel et al., 2015).

Como el consumo de energía y sus asociadas emisiones de GEI son principalmente atribuidas a la electricidad fuera de la finca para producir AD, es necesaria por consiguiente una estrategia para reducir las emisiones de GEI mejorando la eficiencia de los sistemas de desalinización. De hecho, a medida en que las fuentes de energía renovables reemplazan progresivamente a los combustibles fósiles en los sistemas de suministro de electricidad (Ghaffour et al., 2015), con la consiguiente relajación en el nexo agua-energía, podría mitigar parcialmente el impacto climático del uso agrícola de AD. En este sentido, Shahabi et al. (2014) indicaron que las plantas de desalinización de agua de mar con energía renovable pueden lograr una reducción de emisiones de GEI de hasta un 90%.

El Marco de la UE 2030 para el clima y la energía también establece un objetivo vinculante para que al menos el 27% de la energía utilizada en la UE en 2030 sea renovable (EC, 2017). Galbete (2013) concluyó como resultado de su disertación doctoral que en España el 100% de la generación de electricidad podría lograrse con energías renovables en el año 2050. Respecto a España, para el final de 2015 un 15,6% de todas sus necesidades energéticas provenían de fuentes de energía renovables (EEA, 2017) y la contribución de las energías renovables combinadas con la generación eléctrica ya alcanzó el 38,9% en 2016 (IDEA, 2017). Las acciones que necesita el gobierno español para cumplir con el Marco de la UE 2030 para los requisitos climáticos y energéticos significarían reducir las emisiones de GEI en el sector eléctrico en un 28,4% y cualquier esfuerzo en prácticas agrícolas para reducir el consumo de energía y emisiones de GEI podría contribuir a reducir esta cifra.

Los resultados indican que el uso de energía renovable disminuyó las emisiones de GEI en un 9% en la producción de TPN y en un 2% en la producción de CS. Merece la pena señalar que las emisiones de GEI en la finca asociadas con el riego en la producción de TPN representaron entre el 49% (ESA-3) y el 84% (ESA-1) de la electricidad total para el riego. Sin embargo, en la producción CS, esas cifras solo oscilan entre el 4% (ESA-3) y el 17% (ESA-1). En el caso fuera de la finca, las emisiones de GEI asociadas con el riego disminuyeron un 6% en ambos sistemas de producción y para todos los escenarios (datos no mostrados).

4.4 Resiliencia a la agricultura de regadío

Una nueva generación de sistemas agrícolas, que combina la desalación de agua de mar y las prácticas de riego de alta tecnología, se está desarrollando en el SE como una estrategia de adaptación para fomentar la resiliencia de la agricultura de riego a medida que el cambio climático intensifica la escasez de agua.

El uso de AD en la producción TPN en lugar de la producción CS aumenta el rendimiento, la productividad del agua y la eficiencia energética y reduce la energía específica y las emisiones de GEI con respecto a la producción CS (solo se han encontrado valores más bajos de eficiencia en el uso de energía y energía específica en la producción CS en ESA-1 con 0% de AD). El punto de inflexión se localizó en el 29,6%

de AD en la mezcla, donde todos los indicadores fueron más favorables para el uso de producción TPN que para la producción CS.

La paradoja es por tanto inevitable. Si buscamos limitar el agotamiento de los recursos hídricos, necesariamente debemos usar fuentes de agua no convencionales como AD. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que el AD para el riego no está libre de problemas. En primer lugar, el requisito de alta energía sigue siendo una característica esencial de la desalinización del agua de mar. Además, las altas emisiones de GEI vinculadas al uso intensivo de energía podría exacerbar el cambio climático (Martínez-Alvarez et al., 2016). En este sentido, como se indicó en la sección anterior, sería posible reducir las emisiones de GEI mediante el uso de fuentes de energía renovables y mejora de la eficiencia en el uso del agua y energía.

5. Conclusiones

Este estudio analiza el consumo de agua y energía y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para dos sistemas de producción de lechuga; cultivo en suelo (CS) y técnica de película nutritiva (TPN). También examina el impacto de dos futuros hipotéticos escenarios de suministro de agua (ESA) donde los recursos hídricos actuales son parcial o totalmente reemplazados por agua de mar desalinizada (AD): ESA-1: escenario actual en el cual el 100% de los recursos hídricos superficiales son provistos por el canal Tajo-Segura; ESA-2: donde el 50% de los recursos hídricos son AD; y ESA-3: en el que el 100% de los recursos hídricos son AD.

En general, independientemente del ESA, el uso de técnicas de TPN conduce a un consumo de energía y emisiones de GEI significativamente mayor que la producción CS. Sin embargo, dado que el rendimiento en los sistemas TPN también es notablemente superior que en la producción CS, los ratios para el consumo específico de energía y las emisiones de GEI específicas han permitido un análisis más representativo de los resultados. Independientemente del ESA, la productividad del agua siempre es más alta en la producción TPN, Sin embargo, en el caso de la energía

específica y emisiones de GEI, sólo ESA-2 y ESA-3 han mostrado menor energía específica y emisiones de GEI y mayores eficiencias en el uso de energía.

Los resultados han demostrado que, para optimizar la energía en la producción TPN, los esfuerzos deben estar dirigidos principalmente a reducir la electricidad para riego en la finca, mejorando la eficiencia del sistema de bombeo en las comunidades de regantes.

En términos de optimización de emisiones de GEI para la producción TPN y CS, la eficiencia del sistema debería aumentarse principalmente mediante el uso de materiales reciclados o materiales con una vida útil más larga que pueda reducir el impacto ambiental de los sistemas hidropónicos o de riego por goteo.

En consecuencia, el AD con tecnología hidropónica puede ser una solución para la agricultura de regadío de las regiones costeras que se enfrentan a escasez de agua. Sin embargo, en vista de las altas emisiones de GEI vinculadas al uso intensivo de energía, las emisiones de GEI deben reducirse mediante el uso de tecnologías de energía renovable y mejora de eficiencia.

En resumen, bajo las limitaciones esperadas de disponibilidad de agua convencional, el uso de AD y sistemas TPN son, por lo tanto, técnicas medioambientalmente valiosas que pueden ayudar a alimentar a la creciente población mundial.

- **Publicación 1: M.A. Martínez-Mate, B. Martín-Gorriz, V. Martínez-Alvarez, M. Soto-García, J.F. Maestre-Valero.** Hydroponic system and desalinated seawater as an alternative farm-productive proposal in water scarcity areas: Energy and greenhouse gas emissions analysis of lettuce production in southeast Spain. *Journal of Cleaner Production*; 172, 1298-1310.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.275>

5.2. Publicación 2

5.2.1. Resumen de la publicación

Título

Deficit irrigation with reclaimed water in a citrus orchard. Energy and greenhouse-gas emissions analysis.

1. Introducción y objetivos

Desde 1979, la Cuenca del río Segura (CRS), en el sureste de España, ha recibido un promedio de 196 hm³/año de la cuenca del Tajo en el centro de España para complementar sus propios recursos hídricos agrícolas (CHS, 2015). Esta asignación complementaria de agua ha significado: (i) un aumento significativo de la superficie neta dedicada al riego, de aproximadamente 170.000 ha en 1979 a 263.000 ha en 2015 (CHS, 2015), (ii) la adquisición de derechos de agua por > 80.000 propietarios en la cuenca (Claver, 2016), y (iii) una importante inversión en la modernización de las infraestructuras hidráulicas y de riego para transformar la agricultura de secano y de riego superficial en sistemas de riego por goteo altamente eficientes (Playán y Mateos, 2006), entre otros.

En el caso de la Región de Murcia, que cubre el 58,8% del área de la cuenca, tales recursos hídricos complementarios entre cuencas han permitido que la superficie de árboles leñosos irrigados se haya incrementado de 63.947 ha en 1979 a 93.770 ha en 2015. Para cítricos, esos valores son 211.917 ha y 38.245 ha, respectivamente (CREM, 2015); con la última representando el 40,1% de la superficie de la tierra ocupada por árboles leñosos irrigados en la región (ESYRCE, 2015).

A pesar de este recurso complementario, la CRS enfrenta a un déficit estructural hídrico de casi 400 hm³/año (CHS, 2015), sin embargo, esta agricultura de regadío debe mantenerse para proporcionar seguridad alimentaria a una población en continuo aumento (WWAP, 2012; Faurès et al., 2013). La seguridad alimentaria requiere energía y seguridad hídrica (Bundschuh et al., 2014). En consecuencia, los agricultores, a fin de enfrentar parcialmente tal situación de escasez de agua y para continuar con una

agricultura sostenible, generalmente se ven obligados a complementar su cuota de recursos de agua convencional con otros recursos hídricos no convencionales tales como agua regenerada (AR) y con la implementación de estrategias de riego deficitario (RD) (Maestre-Valero et al., 2016). Es de notar que el volumen de AR en la Región de Murcia es de 105 hm³, producido en 93 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (ESAMUR, 2017), y que restauran aproximadamente el 10% de los recursos renovables anuales (CHS, 2015).

Este desarrollo en tierras de regadío ha traído asociado importantes beneficios socio-económicos regionales. Sin embargo, la modernización en el tiempo de la tecnología agrícola para lograr una agricultura de alta productividad ha incrementado la cantidad de energía utilizada en la producción de cultivos (Rathke y Diepenbrock, 2006). Este intensivo consumo de energía también genera problemas medioambientales atribuidos principalmente a emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) que contribuyen al calentamiento global (Zaheli et al., 2015).

En este sentido, los análisis de entrada/salida de energía representan una herramienta valiosa que permite comparar diferentes sistemas de producción investigando y evaluando la eficiencia del uso de energía, los efectos ambientales y su relación con la sostenibilidad (Khoshnevisan et al., 2014a). El mejoramiento de la eficiencia energética no solo ayuda a aumentar la productividad y la relación de rentabilidad, sino que también resulta en minimizadas emisiones de GEI e impactos ambientales (Alluvione et al., 2011). La relación entre las entradas y salidas de energía se han investigado en una amplia variedad de cultivos, como cítricos (Ozkan et al., 2004; Martin-Gorriz et al., 2014), albaricoque (Sartori et al., 2005), aceituna (Guzmán y Alonso, 2008), cereza (Kizilaslan, 2009), legumbres (Koocheki et al., 2011), tomate (Rezvani-Moghaddam et al., 2012), ciruelo (Tabatabaie et al., 2012), remolacha azucarera (Asgharipour et al., 2012; Yousefi et al., 2014), algodón (Zahedi et al., 2014) y algunos cultivos de hortalizas y árboles (Martin-Gorriz et al., 2014). Del mismo modo, las emisiones de GEI de la producción de cultivos se han calculado en algunos cultivos como lechuga (Gunady et al., 2012), fresa (Khoshnevisan et al., 2014b), algunos cultivos de hortalizas y árboles (Martin-Gorriz et al., 2014), cereales (Mohammdi et al., 2014) o tomate (Ntinis et al., 2017). En general, la mayoría de estos estudios analizan

las entradas y salidas de energía y las emisiones de GEI basadas en un escenario general, sin tener en cuenta el efecto de otras variables significativas que podrían afectar el análisis, como (i) la implementación de técnicas de riego para la conservación del agua, (ii) el uso de recursos hídricos no convencionales para el riego, o (iii) diferentes etapas del ciclo de vida del cultivo.

En este contexto, el presente estudio tiene dos objetivos específicos. Por un lado, el trabajo analiza el consumo de energía y las emisiones de GEI de la implementación de varios regímenes de riego: riego total y RD combinado o no con AR en un huerto de pomelos “Star Ruby”. Esta evaluación ha introducido la novedad de considerar cuatro etapas diferentes del ciclo de vida del cultivo. Por otro lado, se evalúan las entradas específicas más relevantes que afectan a la demanda de energía y a las emisiones de GEI bajo los diferentes sistemas productivos. Esto proporcionará una visión valiosa de dónde enfocar las acciones para mejorar las eficiencias del sistema.

2. Materiales y métodos

2.1 Casos experimentales

La evaluación de la demanda de energía y las emisiones de GEI se llevó a cabo de 2004 a 2014 para cuatro casos resultantes de las combinaciones de dos fuentes de agua diferentes y dos estrategias de riego. Una fuente (TS), con una conductividad eléctrica media de 1 dS/m, fue bombeada desde el canal de transferencia de agua “Tajo-Segura”. La otra era solución salina terciaria AR, bombeada desde una PTAR. Esta fuente fue automáticamente mezclada en el cabezal de riego con agua del canal para reducir su valor de CE_a hasta ≈ 3 dS/m para obtener una CE_a constante durante el experimento. La relación de mezcla habitual fue del 63% de agua de PTAR y 37% de TS.

Se diseñaron cuatro tratamientos, basados en las fuentes de agua y la aplicación de déficit de agua. Por un lado, los tratamientos TS y AR fueron regados al 100% del agua del suelo perdida por la ET_c diaria durante toda la temporada. Por otro lado, los tratamientos RD consistieron en riegos al 100% de ET_c , excepto durante la segunda

etapa de crecimiento de la fruta, 55-65 días entre finales de junio y mediados de septiembre, cuando recibieron el 50% de la cantidad de agua aplicada en el control. No se añadió fracción de lixiviación a las dosis de riego. El riego con AR y la aplicación de estrategias de RD se realizaron desde 2008 en adelante. De 2005 a 2007, todo el huerto estaba completamente regado con TS.

2.2 Unidad funcional y límite del sistema

Para realizar comparaciones valiosas de demanda de energía y emisiones de GEI entre los diferentes casos estudiados, se eligieron para este estudio dos unidades funcionales: una UF basada en masa definida como 1 kg de pomelos durante un período agrícola anual (rendimiento de los cultivos comercializables; kg/año) y una UF basada en tierra definida como 1 ha de tierra de cultivo por año.

El límite del sistema fue considerado desde la extracción de las materias primas hasta la fase de entrada en la finca. En el estudio se consideraron el consumo de energía y emisiones de GEI derivadas del tratamiento de lodos para producir AR.

La evaluación no incluyó: (i) producción de plántulas en semillero, (ii) emisiones de GEI de la producción y mantenimiento al final de la vida útil de las entradas de capital, (iii) eliminación de materiales o residuos, (iv) fabricación y construcción de un cobertizo para el almacenamiento de maquinaria agrícola y (v) vallado de la parcela.

2.3 Inventario de datos

Antes de realizar el análisis, se llevó a cabo un inventario de datos de 2004 a 2014 considerando cuatro etapas diferentes del ciclo de vida del cultivo: (i) establecimiento de la plantación a finales de 2004, (ii) estado juvenil (improductivo) de 2005 a 2007, (iii) estado juvenil productivo de 2008 a 2010 y (iv) estado adulto productivo de 2011 a 2014.

2.3.1 Huerto

Para el estudio, se seleccionó un huerto comercial de 0,5 ha localizado en Campotéjar-Murcia, del sureste de España (38°07'18'' N; 1°13'15'' W). El huerto se plantó en 2004 con árboles de pomelo 'Star Ruby' (*Citrus Paradisi* Macf.) injertado en

patrón *Macrophylla* [*Citrus Macrophylla* Wester] con un espaciamiento entre árbol de 6 m x 4 m.

En el estudio se emplearon un total de 192 árboles. El diseño experimental fue un diseño completo aleatorizado con cuatro bloques y cuatro parcelas experimentales por bloque. La parcela estándar estaba formada por doce árboles, organizados en tres filas adyacentes con cuatro árboles por fila. Los dos árboles centrales “árboles interiores” de la fila de en medio fueron usados para mediciones de rendimiento y los otros diez árboles fueron árboles de guardia para eliminar posibles efectos de borde.

2.3.2 Sistema de riego

El sistema de riego consiste en un cabezal de control equipado con bombas, sistema de fertirrigación, electroválvulas, un programador de riego automático y filtros. El cabezal de riego bombea agua a la parcela a través de tuberías terciarias de PVC de 145 m de longitud. Se instalaron un total de 17 laterales de riego individuales de PE, cada uno con 100 m de longitud, en la superficie del suelo cerca del tronco del árbol. Se instalaron tres emisores auto-compensantes de presión en línea por árbol descargando 4 l h^{-1} cada uno a 1 m del tronco y espaciados a 1 m de distancia. Uno de los goteros se instaló en el establecimiento (2004) mientras que los dos restantes se instalaron a finales de 2006.

2.3.3 Trabajo de tierra para reservorio de agua y zanjas

Se consideró un movimiento de tierra de 11.600 m^3 para la construcción de un reservorio de agua agrícola con una capacidad de 10.000 m^3 . Tal capacidad se determinó considerando el almacenamiento suficiente de agua para riego durante 21 días consecutivos durante el periodo de mayor demanda de agua por el cultivo (Pérez-Pérez et al., 2010; Alcón et al., 2013a).

Además, se consideraron 145 m de zanjas para enterrar las tuberías terciarias.

2.3.4 Otros accesorios para almacenamiento de agua

Para prevenir pérdidas de agua por infiltración se consideraron 3.300 m^2 de membrana impermeabilizante de PE de alta densidad.

2.3.5 Fertilizantes y pesticidas

Todos los casos recibieron las mismas cantidades de fertilizantes aplicados a través del sistema de riego por goteo. En 2005, las cantidades de fertilizantes fueron 89-45-64 kg/ha/año (N-P₂O₅-K₂O) y se incrementó en alrededor del 15% cada año hasta el estado productivo adulto. Las prácticas de control de plagas fueron las comúnmente usadas por productores en el área; 3 kg/ha/año en el estado juvenil, 5 kg/ha/año en el estado juvenil productivo y 7 kg/ha/año en el estado productivo adulto. No se permitió el crecimiento de malas hierbas dentro del huerto.

2.3.6 Agua para riego

Las dosis de riego se programaron en base a la evapotranspiración diaria del cultivo (ET_c) acumulada durante la semana anterior. Los valores de ET_c se estimaron como evapotranspiración de referencia (ET_o), calculada con el método de Penman-Monteith (Allen et al., 1998), y coeficientes específicos mensuales del cultivo (K_c). Los K_c se corrigieron durante el estado juvenil y juvenil productivo (de 2005 a 2010) mediante la reducción de coeficientes de 0,50 y 0,75, respectivamente. Estos coeficientes representaron una disminución final en evapotranspiración debida a la cobertura parcial del suelo por el dosel del cultivo. (Fereres et al., 1982).

Las cantidades totales de agua se midieron con caudalímetros en línea, colocados en las cuatro repeticiones de cada una de los casos estudiados. El riego se controló automáticamente por un programador de la unidad del cabezal y válvulas eléctricas-hidráulicas.

2.3.7 Electricidad

En el caso de estudio TS, la electricidad se valoró considerando a la vez (i) el costo de transmisión de energía fuera de la finca desde las fuentes hasta el punto de suministro de los distritos de riego y luego la asignación de agua a cada hidrante de finca; establecido en 0,85 kW·h/m³, y también (ii) el costo dentro de la finca por el riego; establecido en 0,17 kW·h/m³ (MAGRAMA, 2014; Martin-Gorriz et al., 2014). La electricidad se calculó entonces como el producto de la proporción de agua de TS usada en la mezcla (37%) por su promedio de energía ponderada (1,02 kW·h) y el

producto de la proporción de agua procedente de TPAR (63%) por la energía requerida para producir, transportar y aplicar cada m^3 de agua ($0,96 \text{ kW}\cdot\text{h}$) (Martin-Gorritz et al., 2014). En consecuencia, se usó un promedio de energía ponderada de $0,98 \text{ kW}\cdot\text{h}$ para proporcionar cada m^3 de AR a la finca.

2.3.8 Consumo de maquinaria y diésel

Para el inventario de la maquinaria se consideró el peso (kg) de la maquinaria asociada a cada una de las siguientes actividades de finca durante los diferentes ciclos de vida del cultivo; es decir, excavación de reservorio (excavadora de tierra más tractor 92 kW), agujeros para plantación (excavadora de orificios para postes más tractor 60 kW), plantación del cultivo (remolque más tractor 60 kW), aplicación de pesticidas (depósito de pulverización o pulverizador por corriente de aire más tractor 60 kW) y trituración de la poda (trituradora más tractor 60 kW). El consumo de diésel (l) se asoció al uso de maquinaria en las diferentes actividades de la finca.

2.3.9 Labor humana

La labor humana (h) se vinculó a las diferentes actividades de la finca; es decir, excavación de reservorio, instalación de tuberías de riego, mantenimiento del sistema de riego, agujeros para plantación, plantación del cultivo, aplicación de fertilizantes, aplicación de pesticidas, poda, trituración de poda, eliminación de malezas y recolección. Los recursos y la cronología para estas actividades se han recopilado de Maestre Valero et al. (2016).

2.3.10 Producción de fruta

El rendimiento se registró en ocho árboles interiores para cada caso estudiado. El dato de rendimiento para cada estado corresponde al promedio del periodo. Los datos mostrados para el periodo 2008-2010 han sido previamente publicados por Pedrero et al. (2015). Además, la productividad del agua (PA_i) se calculó para cada caso como la relación entre el rendimiento anual (kg/ha) y el agua aplicada (m^3/ha) durante el mismo periodo.

2.4 Análisis de energía

Las entradas y salidas de energía se calcularon anualmente de 2004 a 2014 de los insumos agrícolas y mediante la aplicación de los equivalentes de energía. Las entradas de energía en 2004 para labor humana, consumo diésel, material vegetal, maquinaria y el sistema de riego, a pesar de que se atribuye al establecimiento de la plantación, también se distribuyeron anualmente, considerando la vida útil de los materiales instalados y trabajos llevados a cabo.

La determinación del balance de energía en agricultura debe considerar entradas y salidas, donde las entradas deben ser divididas en energía directa e indirecta. Por un lado, la demanda directa de energía cubre labor humana, electricidad y diésel usado en la producción de cultivos (Pimentel, 1992). La energía para labor humana y diésel se calcularon multiplicando las cantidades requeridas del sistema por sus respectivas unidades de energía. La electricidad, usada para riego, ha sido calculada del consumo de agua de riego por cultivo y la energía específica para cada caso estudiado. Note que las pérdidas a través de la generación y transporte de electricidad han sido estimadas en 70%, y por lo tanto 1 kWh es equivalente a 12,1 MJ (Guzmán y Alonso, 2008). Por otro lado, el uso de energía indirecta incluye las entradas de energía de los materiales, consumidos y de los procesos para producir fertilizantes, pesticidas, material vegetal, el sistema de riego, el depósito de agua y la maquinaria agrícola (Pimentel, 1992).

Los fertilizantes, pesticidas, material vegetal, depósito de agua y sistemas de riego se valoraron multiplicando sus cantidades usadas en el sistema por sus unidades de energía. Las unidades de energía de fertilizantes y pesticidas se calcularon basadas en Helsel (1992), que incluye empaquetado y transporte de materias primas y producto, y excluye el costo de distribución, porque en el caso de fertilizantes se añadieron en el agua de riego. La energía asociada al material vegetal se determinó de acuerdo con la metodología propuesta por Heichel (1980). El sistema de riego se calculó siguiendo a Batty y Keller (1980), si bien considerando factores de conversión actualizados de entrada de energía de las materias primas.

La maquinaria se calculó siguiendo la metodología propuesta por Bowers (1992), incorporando la energía específica de las materias primas (86,77 MJ/kg) y el proceso de fabricación (8,80 MJ/kg). Se añadió un 55% adicional al valor del proceso de

fabricación para considerar la energía requerida para mantenimiento de maquinaria durante su ciclo de vida (Fluck, 1985).

Respecto a salidas de energía, la energía contenida en la producción de cultivo se obtuvo de la base de datos de nutriente nacional español para referencia estándar (BEDCA, 2017).

Finalmente, por el bien de las comparaciones entre los casos estudiados, se emplearon los siguientes índices de energía para analizar la eficiencia de la producción del cultivo: (i) uso eficiente de la energía (adimensional), también llamado relación de energía (RE), como la relación entre salida de energía (MJ/ha) y entrada de energía (MJ/ha), y (ii) productividad de la energía (PE; kg/MJ) como el rendimiento (kg/ha) dividido por el total de energía empleada (MJ/ha).

2.5 Análisis de emisiones de GEI

Los GEI de la producción agrícola se determinaron en base a cuatro grupos principales de fuentes de emisión: (i) emisiones de GEI debidas a la maquinaria y el sistema de riego (Berge, 2009; Iberdrola, 2017), (ii) emisiones de GEI debidas a la producción, transporte, almacenamiento y transferencia de químicos agrícolas (Lal, 2004), y (iii) emisiones de GEI de N₂O del suelo debidas a la aplicación de N-fertilizante (IPCC, 2006). Las emisiones de GEI se manejaron como equivalente de CO₂ producido (CO_{2eq}).

Las emisiones de CO_{2eq} se calcularon anualmente de 2004 a 2014 de los insumos agrícolas aplicando factores de emisión.

Las emisiones de CO_{2eq} en la etapa de establecimiento en 2004, sí bien que se le atribuyen al establecimiento de la plantación, también se distribuyeron anualmente, considerando la vida útil de los materiales instalados y trabajos llevados a cabo.

Las emisiones de CO_{2eq} se calcularon como el producto entre el valor de entrada aplicado (electricidad, diésel, maquinaria, sistema de riego, fertilizantes y pesticidas) y su correspondiente factor de emisión de CO_{2eq}.

En el caso específico de la electricidad, el factor de emisión incluye emisiones indirectas atribuibles a la extracción, producción y transporte de electricidad, así como a la pérdida de electricidad en la entrega en la red. Para estos cálculos, se supuso que la electricidad en España es generada por varias fuentes. En consecuencia, el factor combinado de electricidad de la empresa de suministro de electricidad fue 0,30 kg CO_{2eq}/kW·h entre 2005 y 2007, 0,26 kg CO_{2eq}/kW·h entre 2008 y 2010 y 0,23 kg CO_{2eq}/kW·h entre 2011 y 2014 (Iberdrola, 2017).

Adicionalmente, se emplearon los siguientes índices de CO_{2eq}: (i) emisiones de GEI específica (kgCO_{2eq}/kg), calculadas como la relación entre la cantidad de emisiones de CO_{2eq} (kgCO_{2eq}/ha) y rendimiento (kg/ha), y (ii) emisiones de GEI de área (kgCO_{2eq}/ha) calculadas como la relación entre emisiones de CO_{2eq} por hectárea.

2.6 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos de los diferentes tratamientos se analizaron por separado por los periodos de los ciclos de vida, es decir, estados juvenil productivo y adulto productivo. Se utilizó un análisis de varianza (ANOVA) unidireccional para probar la hipótesis de igualdad de medias. Adicionalmente, cuando las diferencias fueron significativas se realizó el test de rango de Tukey, con un 95% de nivel de confianza.

3. Resultados y discusión

3.1 Análisis de entradas-salidas de energía

En el establecimiento del cultivo, las entradas directas e indirectas totales de energía fueron 202.260,9 MJ/ha con el máximo valor atribuido a los materiales del sistema de riego (70,6% de las entradas de energía totales). Es importante tener en cuenta que las entradas de energía en esta etapa también se distribuyeron entre todos los años del ciclo de vida de la plantación. Respecto a las entradas directas de energía, el mayor valor se atribuyó al consumo diésel dedicado a excavación del depósito, preparación del terreno y plantación del cultivo (46.939,5 MJ/ha; 99,3% del total de entradas directas y 23,2% de las entradas totales), mientras que en el caso de las

entradas indirectas, el mayor valor de energía se asoció a los materiales del sistema de riego (142.762,6 MJ/ha; 92,1% de las entradas indirectas); especialmente a la película de PE para la impermeabilización del depósito (53.295,0 MJ/ha).

Como regla general para las etapas de cultivo juvenil (2005-2007), joven (2008-2010) y adulta (2011-2014), las máximas entradas de energía se atribuyeron a la electricidad para riego fuera de la finca (valor medio de 46,8% de las entradas totales de energía y 72,5% de las entradas directas totales). En segundo lugar, las entradas de energía también se asociaron a la producción, transporte, almacenamiento y transferencia de fertilizantes nitrogenados (valor medio de 17,7% de las entradas de energía totales y 50,3% de las entradas indirectas).

En el caso de la etapa juvenil improductiva, las entradas de energía directas (22.751,4 MJ/ha) e indirectas (18.436,5 MJ/ha) totalizadas en 41.187,9 MJ/ha: En esta etapa, el huerto presentaba un promedio bajo de productividad del agua de 2,03 kg/m³, como consecuencia del promedio de agua empleada para riego (1.501,6 m³/ha) y el bajo rendimiento obtenido (3.475 kg/ha). Estos resultados también se reflejaron en los bajos valores de RE (0,13) y PE (0,08 kg/KJ) observados.

En las etapas joven y adulta, las entradas de energía fueron en promedio $66.492,2 \pm 3.014,7$ MJ/ha y $109.756,8 \pm 7.409,7$ MJ/ha, respectivamente. En la etapa adulta, estos resultados fueron bastante similares a los calculados por Martin-Gorriz et al. (2014) en limonero, mandarina y naranjo en el sureste de España ($98.481,3 \pm 6.871,7$ MJ/ha), y notablemente superiores a los presentados por Ozkan et al. (2004) en Turquía (57.589 ± 7.646 MJ/ha). En este último caso, se debía a las bajas cantidades de agua y electricidad empleadas en riego; 330 m³/ha y 624,9 kW·h, respectivamente. En estas dos etapas, las diferencias entre los casos estudiados se observaron solo en las entradas indirectas totales, específicamente aquellas asociadas a la cantidad y tipo de fuente de agua empleada para riego. Resultados similares se observaron cuando se analizaron los valores de energía acumulativa de 2008 a 2014. Como se esperaba, RE y PE aumentaron a medida que el huerto envejece y es más eficiente.

Con respecto a las estrategias de RD, los ahorros de agua en el huerto de pomelo (alrededor 13%) derivaron en reducciones del consumo de energía directa de 11,4% en

la etapa joven y 12,1% en la etapa adulta, independientemente del tipo de agua empleada en riego: TS o AR. Además, tales ahorros de agua también redujeron las salidas de energía en 7,1% en el caso de usar TS para riego, 8,7% en el caso de usar AR para riego en la etapa joven, y 12,4% en el caso de usar AR para riego en la etapa adulta. En la etapa joven, independientemente del tipo de agua usada, los porcentajes de reducción de salidas, entradas y rendimiento fueron muy similares y por lo tanto los valores de RE y PE fueron también muy similares; 0,62 y 0,41 kg/MJ para los casos de estudio de TS y TS-RD y 0,56 y 0,37 kg/MJ para los casos de estudio de AR y AR-RD. En la etapa adulta, los ahorros de TS derivaron en similares reducciones en salidas (7,1%), entradas (8,5%) y rendimiento (7,1%), obteniendo por lo tanto similares relaciones de RE y PE (1,01 y 0,67 kg/MJ). Sin embargo, la reducción de AR llevó a mayores reducciones de rendimiento y salidas (alrededor 12,1%) en comparación con salidas (8,4%), por lo tanto reducciones de RE y PE de 1,01 y 0,67 kg/MJ en el caso AR a 0,95 y 0,63 kg/MJ en el caso AR-RD.

El riego con AR no tuvo ningún efecto en las entradas de energía y sólo se observaron ligeras variaciones en el cálculo de la electricidad para riego (reducciones de 3,2% de entrada de energía directa independientemente de la etapa del ciclo de vida del cultivo). El rendimiento del huerto fue también muy similar entre los casos TS y AR y por lo tanto, las salidas de energía del huerto fueron también muy similares (reducciones de 10,7% y 2,6% para las salidas de energía en las etapas joven y adulta respectivamente). En la etapa joven, como el porcentaje de reducción de salida de energía (10,7%) fue mayor que en las entradas de energía (1,8%), la RE para el caso estudiado de AR fue reducido de 0,62 en el caso TS a 0,56 en el caso AR. Además, como el rendimiento se redujo en un 10,7% en el caso AR, la PE también se redujo de 0,41 kg/MJ en el caso TS a 0,37 kg/MJ en el caso AR. En la etapa adulta, dichos porcentajes de reducción en salidas (2,65%), entradas (2,00%) y rendimiento (2,65%) fueron bastante similares, proporcionando por tanto resultados similares en RE (1,00) y en PE (0,66 kg/MJ).

3.2 Análisis de emisiones de GEI

En la etapa de establecimiento, las mayores emisiones de GEI se atribuyeron al sistema de riego (21.984,3 kgCO₂/ha; 84% de las emisiones de GEI totales), considerando que el diésel empleado por maquinaria para la excavación del depósito, la preparación del suelo y la plantación del cultivo y sus emisiones de GEI jugaron un papel secundario (13,4% de las emisiones de GEI). Debe recordarse que las emisiones de GEI en esta etapa también se han distribuido entre todos los años de la vida útil de la plantación.

En general, para las etapas juvenil (2005-2007), joven (2008-2010) y adulta (2011-2014), las máximas emisiones de GEI se asociaron a la fertilización nitrogenada (33,1%, de las cuales el 5,8% corresponde a emisiones de GEI debidas a la producción, transporte, almacenamiento y transferencia de nitrógeno, y el resto, a emisiones de NO₂ a suelos como consecuencia de la aplicación de fertilizante nitrogenado), el sistema de riego (valor medio de 26,3%), y la electricidad para riego (valor medio de 25,8%).

En la etapa juvenil, hasta dos tercios del total de emisiones de GEI (2.741,1 kgCO₂/ha) se asociaron principalmente al sistema de riego (40,1%) y fertilizantes nitrogenados (28%). En esta etapa, la electricidad para riego ocupó el tercer lugar debido a que la cobertura vegetal solo cubría parcialmente el suelo y por tanto el suministro de agua para riego (ET_c) se redujo a la mitad (Fereres et al., 1982).

En las etapas joven y adulta, las emisiones de GEI totales aumentaron hasta 3.766 ± 75 kgCO₂/ha y 5.540 ± 141 kgCO₂/ha, respectivamente. En ambas etapas, se observaron diferencias asociadas específicamente a la cantidad y tipo de fuente de agua empleada para riego. Dichas diferencias también se observaron cuando se realizó el análisis acumulativo entre 2008 y 2014. Como ya se mencionó para el análisis de energía, estos resultados fueron muy similares a los calculados por Martin-Gorriz et al. (2014) para algunos cítricos de limón, mandarina y naranja (3.737,0 ± 456,3 kgCO₂/ha) en el sureste de España. Es de notar que el intercambio neto de ecosistemas para un huerto de cítricos adultos puede variar entre 5.500 kgCO₂/ha y 6.500 kgCO₂/ha (Liguori et al., 2009; Consoli et al., 2013; Maestre-Valero et al., 2017); valor que es superior al

calculado en las emisiones de CO₂ en cualquier caso estudiado y por lo tanto evidencia la potencial capacidad de riesgo de los huertos de cítricos.

Las estrategias de RD, independientemente del tipo de agua empleada, derivaron en reducciones de emisiones de GEI del 3,3 y 4,3% en las etapas joven y adulta, respectivamente. Como los porcentajes de reducción en rendimiento en los casos de RD estudiados (7,1% y 8,7% en los casos TS-RD y AR-RD respectivamente en etapa joven, y 7,1% y 12,4% en los casos TS-RD y AR-RD respectivamente en etapa adulta) fueron mayores que las emisiones de GEI; las emisiones de GEI específicas fueron ligeramente mayores en los casos de RD (0,140 kgCO₂/kg y 0,158 kgCO₂/kg en los casos TS-RD y AR-RD respectivamente en la etapa joven, y 0,076 kgCO₂/kg y 0,082 kgCO₂/kg en los casos TS-RD y AR-RD respectivamente en la etapa adulta).

Como se observó en el consumo de energía, el riego con AR casi no tuvo ningún efecto sobre las emisiones de GEI ya que solo se observaron ligeras variaciones en el cálculo de la electricidad para riego (reducciones de 3,2% independientemente de la fase del ciclo de vida del cultivo).

En la etapa adulta, el riego con AR derivó en similares porcentajes de reducción en rendimiento (2,6%) y emisiones (0,9%), y por lo tanto no se detectaron efectos en las emisiones de GEI específicas (alrededor de 0,077 kgCO₂/kg en todos los casos estudiados). Es destacable que cuanto más envejece el huerto, mayores son las emisiones de GEI de área y menores son las emisiones de GEI específicas.

4. Conclusiones y estrategias de mitigación

Este estudio ha evaluado, en un huero de pomelo, el consumo de energía y emisiones de GEI de la implementación de estrategias de riego deficitario (RD) y/o riego con agua regenerada (AR). El estudio ha considerado cuatro etapas de vida del cultivo; es decir, establecimiento de la plantación a finales de 2004, etapa juvenil (improductivo) de 2005 a 2007, etapa productiva joven de 2008 a 2010 y etapa adulta productiva de 2011 a 2014.

En la etapa de establecimiento del huerto, el sistema de riego fue el consumidor principal con las mayores emisiones de GEI. Por consiguiente, materiales reciclados o aquellos con mayor vida útil podrían requerir menores consumos de energía y emitir menor GEI, y de este modo podrían ser utilizados para reducir el impacto ambiental.

Para el resto de etapas del ciclo de vida del cultivo evaluadas (etapas juvenil, joven y adulta), la electricidad para transporte y distribución de energía y fertilizantes nitrogenados representan la mayor parte de consumo de energía y emisiones de GEI. Por lo tanto, en el caso de electricidad para transporte del agua, debe dirigirse a sustituir, en la medida de lo posible, las fuentes de energía no renovables por renovables; es decir, electricidad generada por energía solar o eólica, para reducir notablemente el consumo directo de energía. Cabe señalar que la distribuidora de energía eléctrica en este estudio usa actualmente el 55% de energía renovable (Iberdrola, 2017). Además, el manejo más eficiente del riego, tales como las estrategias de RD evaluadas, precisan ser implementadas. Más tarde, en el caso de los fertilizantes, una solución amigable con el medio ambiente debe tratar con: (i) la adopción de técnicas más eficientes en la producción de fertilizantes, especialmente en los fertilizantes nitrogenados, (ii) la sustitución de productos químicos por fertilizantes orgánicos y (iii) la determinación de las necesidades de nutrientes del cultivo exactas mediante la caracterización del suelo y el agua.

La implementación de RD o el riego con AR ha tenido efectos menores en la relación de energía, la productividad de la energía y las emisiones de GEI específica. Por consiguiente, bajo las condiciones de este estudio y limitación esperada de disponibilidad de recursos de agua convencional, el uso de RD y AR se posicionan como estrategias ambientalmente factibles para mantener una agricultura sostenible. Se debe de hacer una mención especial al hecho de que la fuente de agua habitual empleada para riego en este estudio procede de la cuenta del Tajo, en el centro de España, con una energía específica media de $1,02 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$. Por eso, la energía y emisiones de GEI en otras regiones con acceso a agua superficial, con mucha menos energía específica, podría mostrar los casos de estudio AR y AR-RD como escenarios más favorables desde el punto de vista ambiental.

- **Publicación 2:** J.F. Maestre-Valero, B. Martin-Gorriz, E. Nicolas, **M.A. Martinez-Mate**, V. Martinez-Alvarez. Deficit irrigation with reclaimed water in a citrus orchard. Energy and greenhouse-gas emissions analysis. *Agricultural systems*; 159, 93-102. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.10.017>

5.3. Publicación 3

5.3.1. Resumen de la publicación

Título

Producing lettuce in soil-based or in soilless outdoor systems. Which is more profitable?

1. Introducción y objetivos

Se espera que la población mundial supere los 9 billones de personas para el año 2050; lo que requerirá extender la tierra equipada para riego en unos 32 millones de hectáreas, para garantizar un aumento en la producción de alimentos en general de alrededor del 70% (Faures et al., 2013). Alimentar esta creciente población solo será posible en un escenario basado en una agricultura de regadío intensiva. Sin embargo, en regiones áridas y semiáridas, el agua es generalmente cada vez más limitada y la presión sobre los recursos hídricos es cada vez más severa. Esto generalmente conduce a desequilibrios entre recursos renovables y las demandas totales, poniendo en peligro la sostenibilidad de la agricultura de regadío, su capacidad de recuperación y por tanto la producción de alimentos. Este es el caso de la Cuenca del Río Segura (CRS), localizada en el sureste de España, donde la agricultura de regadío es uno de los pilares básicos del crecimiento económico de la región. En la CRS, alimentar a esta creciente población se enfrenta, por un lado, a la limitación actual y esperada de la disponibilidad de recursos hídricos convencionales. Es de notar que la CRS, con un déficit estructural hídrico anual de 400 hm^3 (CHS, 2015), es una de las regiones con los mayores déficits de agua en Europa (EU) y la primera en España. Por otro lado, las prácticas convencionales actualmente llevadas a cabo en tierras de regadío han derivado en graves consecuencias ambientales como: (i) control limitado en el uso de agua y fertilizantes; (ii) altas concentraciones de nutrientes y pesticidas en escorrentía; (iii) contaminación severa de agua subterránea; y (iv) degradación del suelo acompañada de erosión, entre otros (Killebrew 2014; Lages et al., 2015). Bajo este panorama, la continuidad de la agricultura de regadío en regiones áridas y semiáridas debe explorar obligatoriamente otras opciones. Candidatos evidentes para esto son: (i) el uso de recursos de agua no convencional como agua desalinizada (AD), y (ii) el uso

de otro sistema de riego alternativo como sistemas sin suelo (por ejemplo sistemas hidropónicos, SH), e incluso, la técnica de película nutritiva (TPN). En este último, el agua y los nutrientes fluyen a través de canales donde las plantas tienen sus sistemas radiculares en contacto directo con la solución nutritiva (Albright y Langhans 2014).

El AD representa una abundante costera y continua fuente de agua que elimina eficazmente las limitaciones climatológicas e hidrológicas. Sin embargo, los elevados requerimientos energéticos asociados a su producción ($4,45 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$) parece ser su principal limitación en comparación con otros recursos convencionales de agua; es decir, de $0,06 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ para agua superficial a $1,21 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ para agua salobre desalinizada, lo que es obviamente transferido al costo del agua ($\approx 0,70 \text{ €/m}^3$ de AD en la CRS; Martin-Gorriz et al., 2014; Martínez-Alvarez et al., 2017).

Las referencias sobre la evaluación de las implicaciones agronómicas y económicas del uso de AD para el riego son pocas y distantes. Por ejemplo, Ben-Gal et al. (2009) en la frontera entre Israel y Jordania, justo al sur del Mar Negro, ajustó la calidad nutricional (principalmente Ca, Mg y S) de AD (con una conductividad eléctrica inicial, $EC = 0,4 \text{ dS/m}$), y empleada para regar un invernadero con cultivo de pimiento. En su experimento, el rendimiento se incrementó en casi un 50% mientras que el agua aplicada para riego fue reducida a la mitad. Sin embargo, el costo asociado a la fertilización con Ca, Mg y S minerales fue alto (alrededor de $0,43 \text{ €/m}^3$; es decir 3.017 €/ha). Karami et al. (2015) compararon dos sistemas de producción de tomate en el suroeste de Irán, uno bajo riego con agua subterránea con una $CE = 5,8 \text{ dS/m}$ y el otro bajo riego con una mezcla de agua subterránea (42%, $CE = 5,8 \text{ dS/m}$) y AD (58%, $CE = 0,21 \text{ dS/m}$). Sus resultados mostraron que el costo del sistema regado con AD (6.244 €/ha) fue superior al del sistema convencional (5.099 €/ha). Sin embargo, el costo específico por kg de tomate producido fue inferior en el sistema de riego con AD ($0,077 \text{ €/kg}$) que en el sistema de riego convencional ($0,088 \text{ €/kg}$) ya que el rendimiento aumentó notablemente, debido a la mejor calidad del agua.

Además, los sistemas hidropónicos y TPN pueden soportar la producción continua durante casi todo el año y permiten un mejor manejo de la solución nutritiva, incrementando la eficiencia en el uso del agua y fertilizantes, y obteniendo mayores

rendimientos en comparación con el cultivo en suelo convencional (CS) (ICARDA-APRP, 2001; Brechner y Both 2014).

En base a las ventajas e inconvenientes mencionados, los agricultores deberían ser provistos de información valiosa sobre las implicaciones ambientales y económicas para tener criterio que les permita decidir sobre la opción más factible bajo una situación de escasez de agua. Sin estos análisis, los agricultores pueden ser reacios a cambiar a otros sistemas de riego y recursos hídricos más productivos y eficientes (Alcón et al., 2013a). En este sentido, aunque la energía y las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas al uso de AD y sistemas de TPN se han analizado recientemente por Martínez-Mate et al. (2018), posicionando el sistema TPN sobre el cultivo en suelo, su viabilidad económica es en gran medida desconocida. Tal análisis económico permitiría identificar rápidamente los ingresos y costos asociados a cada sistema, y tomar acciones inmediatas y decisivas. Esta decisión basada sin duda en criterios ayudaría a los productores a administrar y usar los recursos disponibles de manera más eficiente, favoreciendo su maximización e incrementando el nivel de los sistemas de producción, reduciendo costos simultáneamente (Santos y Junqueira, 2004).

En este contexto, los objetivos específicos de este estudio son: (i) evaluar la viabilidad económica de implementar sistemas de TPN en comparación con CS, y (ii) cuantificar el efecto de la incorporación de AD para riego en el costo, los beneficios y evaluación financiera. Para este propósito, se eligió el cultivo de lechuga ya que es el vegetal de invierno con la mayor producción y superficie en la región y es uno de los cultivos vegetales más importantes, con una producción global de 38,6 millones de toneladas en 2014 (FAOSTAT, 2014). Además, se puede cultivar fácilmente en el cultivo en suelo y cultivo sin suelo.

2. Materiales y métodos

2.1 Área de estudio y escenarios de suministro de agua

El estudio se realizó en la cuenca semiárida del río Segura (CRS) ubicada en el sureste de España. En la cuenca, los recursos hídricos disponibles según la última estimación oficial ascienden a 1.602 Mm³/año, los cuales incluyen agua superficial, agua subterránea y agua transferida desde el centro de España a través del acueducto inter cuencas Tajo-Segura (TS) como recursos convencionales, y agua regenerada y agua de mar desalinizada como recursos de agua no convencionales (CHS, 2015). La CRS se caracteriza por un déficit hídrico de aproximadamente 400 Mm³/año, que fácilmente supera los 600 Mm³/año cuando ocurren años secos en la CRS y/o en el centro de España. La situación de escasez de agua mencionada y sus efectos sobre la sostenibilidad de la agricultura están siendo parcialmente compensada por el actual suministro de AD para uso agrícola en la cuenca (158 Mm³/año) (Martínez-Alvarez et al., 2017).

Para llevar a cabo los análisis, el Distrito de Riego del Campo de Cartagena (DRCC), dentro de la CRS, ha sido seleccionado como el área objetivo para el presente estudio ya que: (i) es representativo de la horticultura intensiva orientada a la exportación en la cuenca; (ii) está frecuentemente sujeto a escasez en suministro de agua; (iii) utiliza un amplio rango de fuentes de agua; y (iv) es el distrito de riego más grande en la CRS (Soto-García et al., 2013). El distrito de riego seleccionado proporciona agua a los agricultores por medio de una red presurizada colectiva con programación de rotación, y el agua asignada es almacenada en estanques artificiales dentro de la finca. Bajo estas condiciones, los agricultores necesitan volver a presurizar el sistema de riego con sus propios sistemas de bombeo para el riego por goteo.

Centrándose en las circunstancias de escasez de agua descritas anteriormente, en este estudio se consideraron los siguientes tres escenarios de suministro de agua de mar desalinizada (AD) (Martínez-Mate et al., 2018). Se basan en los pronósticos de disponibilidad de agua estimados por el informe CEDEX (2011) y considerando el balance hídrico de la CRS (Martínez-Alvarez et al., 2017):

- 1- 9% AD. Este representa el escenario de referencia en el que el uso de AD es insignificante, representando solo el 9% de la demanda de agua y, por tanto, suponemos que todos los recursos hídricos para el riego proceden de recursos

hídricos superficiales y subterráneos (854 Mm³/año), retorno de riego (124 Mm³/año), agua regenerada (144 Mm³/año), desalación (158 Mm³/año), transferencia de agua entre cuencas Tajo-Segura (322 Mm³/año) y sobreexplotación de acuíferos y riego deficitario (400 Mm³/año).

- 2- 50% AD. Suponemos 0 Mm³/año de transferencia de agua desde la cuenca del Tajo, sin sobreexplotación de los recursos de agua subterránea y sin riego deficitario; es decir, 722 Mm³/año de suministro de riego debe de ser AD (aproximadamente el 50% de la demanda de agua).
- 3- 100% AD. Suponemos 0 Mm³/año de transferencia de agua desde la cuenca del Tajo, sin sobreexplotación de los recursos de agua subterránea y sin riego deficitario y 0 Mm³/año de agua superficial y subterránea; es decir, 1.576 Mm³/año de suministro de riego debe de ser AD (100% de la demanda de agua).

2.2 Descripción de los sistemas de producción

Los sistemas de producción se inventariaron según las siguientes categorías: materias primas, mano de obra y maquinaria. Para la producción CS, los datos para el análisis se proporcionaron por los administradores de finca del Distrito de Riego del Campo de Cartagena y AMOPA (2006). Para la producción TPN los datos se recopilaron de dos existentes fincas comerciales que actualmente usan sistemas TPN para lechuga en la CRS.

Cabe señalar que los valores se presentan por año; es decir, para el sistema CS consideramos 2 ciclos por año y para el sistema TPN 9 ciclos por año.

2.2.1 Materias primas

Las materias primas integraron las plántulas, el agua de riego, la energía eléctrica, el diésel, los fertilizantes, el estiércol y los productos de protección vegetal.

Para la plantación CS, se realizaron dos ciclos de lechuga que representaron 310.000 plántulas/ha. En el caso de TPN, se consideraron un total de nueve ciclos con 1.485.000 plántulas/ha.

La lechuga cultivada en CS consumió 3.700 m³/ha/año de agua para riego, mientras que en TPN el consumo de agua fue 6.750 m³/ha/año.

Con respecto a la electricidad, los agricultores generalmente reciben agua de la red colectiva presurizada de la comunidad de regantes en horarios rotativos y la almacenan en estanques en la finca. Por lo tanto, bajo tales condiciones los agricultores necesitan gastar energía eléctrica con sus propios sistemas de bombeo para volver a presurizar el sistema de riego. Para la plantación CS, estudios previos han establecido que el consumo medio de energía para el riego por goteo en el sureste de España es de $0,17 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ (Soto-García et al., 2013). En el caso de TPN, se seleccionó un valor de $4,42 \text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ (Martinez-Mate et al., 2018).

El diésel fue el empleado por la maquinaria en sus operaciones; es decir, 641 l/ha/año y 132 l/ha/año para CS y TPN, respectivamente.

El sistema CS recibió una cantidad y tipo de fertilizantes diferentes a los empleados en TPN. Además, la aplicación de AD al 50% y 100% también modificó el tipo y la cantidad de fertilizante aplicado. Las prácticas de control de plagas fueron las comúnmente realizadas por los productores en la zona. En CS, no se permitió el desarrollo de malas hierbas en los campos.

2.2.2 Maquinaria

En el sistemas CS, la maquinaria totalizó 73 h/ha e incluyó la preparación del suelo para el trasplante (30 h/ha), la distribución del estiércol (4 h/ha), el trasplante de lechuga (9 h/ha), la aplicación de pesticidas (5 h/ha), la recolección (23 h/ha) y el entierro de los restos de lechuga después de la recolección (2 h/ha).

En el sistema TPN, la maquinaria, que ascendió a 116 h/ha, solo se empleó para la aplicación de insecticidas; es decir, 58 tratamientos de 2 h/ha por tratamiento.

2.2.3 Mano de obra

En el sistema CS, la mano de obra ascendió a 1.024 h/ha. Esto incluyó el tiempo asociado directamente a las actividades de maquinaria (73 h/ha) y las atribuidas al apoyo de actividades de maquinaria; es decir, el laboreo del suelo (19 h/ha), la aplicación de estiércol molido (7 h/ha), la aplicación de pesticidas (104 h/ha), la formación de mesas de cultivo (18 h/ha), el apoyo al trasplante (222 h/ha), instalación de tuberías de riego (39 h/ha), deshierbe manual (144 h/ha), apoyo a la recolección

(396 h/ha) y retirada de las tuberías de riego (2 h/ha) (AMOPA, 2006) (Datos no mostrados).

2.3 Análisis de flujo de caja descontado y costo-beneficio

Se llevó a cabo un análisis de flujo de caja descontado (AFCD) para determinar los beneficios y costos de las cuatro estrategias de riego evaluadas en este estudio. El AFCD, al comparar los beneficios y costos esperados y las entradas y salidas de efectivo relacionadas de una iniciativa o inversión dada, considerando la duración de la inversión (IFAC, 2008), puede ser una herramienta adecuada para que los agricultores evalúen la viabilidad de la implementación de diferentes escenarios de sistemas. Tras otras investigaciones previas (Pérez et al., 2010; Alcón et al., 2013b; Maestre-Valero et al., 2016), se asume que la inversión y los costos variables en este estudio son proporcionados por fondos propios de los agricultores y, por lo tanto, no hay financiación.

Para evaluar la viabilidad de una inversión, se examinó la tasa interna de retorno (TIR, %), el valor actual neto (VAN, €) y el periodo de recuperación (PR, años) de las diferentes iniciativas. El VAN agrega todas las entradas (E) y salidas (S) dadas en un periodo de tiempo determinado, generalmente medido en años (t), aplicadas a una tasa de descuento (r), menos los costos de inversión (K).

$$VPN = -K + \sum_{t=1}^t \left(\frac{E_t - S_t}{(1+r)^t} \right) \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde $E_t - S_t$ denota los flujos de caja esperados en el periodo evaluado. r es el retorno deseado que podría representarse mediante la rentabilidad específica que un inversor espera de una inversión alternativa con un riesgo similar o la tasa de interés de la deuda. En este AFCD, r se estableció en un 4%, de acuerdo con la Comisión Europea (2014).

La TIR es la tasa de interés a la cual las salidas de flujo descontadas igualan las entradas de flujo descontadas de la inversión. La TIR es comúnmente empleada para evaluar el atractivo de inversiones o proyectos, de modo que cuando la TIR de una inversión excede su costo de capital, es económicamente rentable. La rentabilidad de la inversión inicial ha sido estimada para un periodo de vida de 20 años, que es el

tiempo habitual horizonte para las partes más duraderas del sistema de riego (Maestre-Valero et al., 2016).

Adicionalmente, se realizó un análisis costo-beneficio para determinar los siguientes indicadores: beneficio, como la diferencia entre el flujo de caja de ingresos y costos; beneficio/costos operacionales, como la relación entre el beneficio y el capital circulante en cada ciclo anual; beneficio/costos totales, como la relación entre el beneficio y el costo total (CT) en cada ciclo anual; y el costo de equilibrio como el precio por kilo de lechuga por encima del cual el negocio empieza a generar beneficio (Blanco, 1994; Layard y Glaister, 1994; Cantero, 1996). Debe señalarse que la parte proporcional de la inversión tomada en un año, teniendo en cuenta la vida útil de los elementos, la infraestructura y los materiales involucrados, y por hectárea también se consideró como parte de los costos en el análisis.

2.3.1 Beneficios

Los beneficios totales se calcularon como el producto entre la producción de lechuga y los precios de venta según los agricultores de la región; es decir, 0,04 €/lechuga para lechugas que pesen menos de 120 g y 0,09 €/lechuga para lechugas que pesen más de 120 g. Este último valor concuerda estrechamente con el publicado oficialmente por el Gobierno de la Región de Murcia (CARM, 2017); es decir, un precio para la lechuga = $0,10 \pm 0,03$ €/lechuga calculado como el promedio de todos los precios de origen entre noviembre de 2016 y noviembre de 2017.

En el sistema CS, del 90% de las lechugas comerciales, se consideró que el 80% de las lechugas tenían un peso de 167 g/lechuga (6 lechugas/kg) y el resto, 100 g/lechuga (10 lechugas/kg).

En el sistema TPN, la uniformidad en la aplicación de agua es notablemente superior que en la plantación CS, y por lo tanto, después de eliminar las lechugas no comerciales (5% de las plantas), se consideró que todas las lechugas tenían 167 g (6 lechugas/kg) (Comunicación personal).

No se han considerado incrementos de rendimiento en el análisis por la implementación del 50% y 100% de agua desalinizada en 9% AD y 100% AD, respectivamente.

2.3.2 Costos

Los costos deben diferenciarse entre costos de inversión (CI) y costos operacionales (CO). Los CI se refieren al valor de la inversión inicial que permite la puesta en marcha de la actividad, mientras que los CO corresponden al flujo de caja necesario para el correcto funcionamiento y desarrollo de la actividad.

2.3.2.1 Inversión

En este estudio, el CI inicial para los dos sistemas de riego comprendió el costo tanto de la mano de obra como de los activos necesarios para establecer el sistema de riego y las infraestructuras asociadas.

2.3.2.1.1 Cultivo en suelo

Considerando una superficie media de 10 ha, el total de CI han sido estimados en 98.788 €, de los cuales 20.000 € están asociados a la construcción de un cobertizo para equipos y control de riego, 40.000 € al equipamiento y sistema de riego, y 38.788 € al depósito de agua agrícola con una capacidad de 10.000 m³. Dicha capacidad ha sido definida considerando el almacenamiento del agua suficiente para regar durante 21 días consecutivos durante el periodo de mayor demanda de agua del cultivo.

En un año agronómico, son posibles hasta tres ciclos de cultivo de hortalizas en CS, principalmente lechuga, brócoli, patata, melón y sandía. Una práctica común entre los agricultores del Distrito de Riego del Campo de Cartagena es cosechar lechuga-lechuga-melón en un año agronómico; por consiguiente, la lechuga se cultiva dos veces al año en el mismo campo con un ciclo de crecimiento de entre 56 y 98 días (Martinez-Mate et al., 2018). Por lo tanto, teniendo en cuenta el porcentaje de ocupación de tierras por cultivos de lechuga y melón en un año, el 60% de la inversión se ha atribuido a la lechuga, y el 40% restante se ha asignado al cultivo de melón.

2.3.2.1.2 Cultivo sin suelo (Técnica de película nutritiva)

La construcción de un cobertizo para equipos y control de riego (20.000 €) y el depósito de agua agrícola (38.788 €) se consideraron iguales al sistema CS y considerando una superficie de 10 ha. El resto de los elementos se determinaron para una superficie de 1 ha: 28.900 € para las estructuras de riego, 82.956 € para el sistema de bombeo y riego y 12.435 € para la red de drenaje. El costo total de inversión para 1 ha de sistema TPN fue de 130.170 €.

2.3.2.2 Costos operacionales

Los CO cubren todos los insumos empleados en el proceso productivo y han sido considerados dentro de cuatro categorías: que incluyen materias primas, mano de obra y maquinaria. Para calcular los CO, los precios unitarios han sido considerados constantes a lo largo de la vida útil del proyecto, tomando 2017 como año de referencia. Cabe señalar que no se consideraron en este estudio los costos por impuestos y seguro.

2.3.2.2.1 Materias primas

Cada costo de plántula seleccionado fue de 0,013 €/plántula de acuerdo con los precios del mercado.

Con 9% AD, se seleccionó un precio medio del agua de $0,19 \pm 0,06$ €/m³ de acuerdo con el precio del agua en los últimos 5 años antes del uso de AD en el Distrito de Riego del Campo de Cartagena. Con 100% AD, se consideró un precio medio del agua de 0,70 €/m³ de acuerdo con Martínez-Alvarez et al. (2017). Con 50% AD, seleccionamos un precio del agua de 0,44 €/m³ calculado como el promedio de los precios del agua de 9% AD y 100% AD.

El precio de la electricidad = 0,11 €/kW·h se obtuvo del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2017).

El diésel se valoró en 1 €/L.

Se seleccionaron los precios de los fertilizantes y pesticidas de acuerdo con el mercado.

2.3.2.2.2 Mano de obra

Se eligió un costo de mano de obra de 8 €/h.

2.3.2.2.3 Maquinaria

En el sistema CS, se seleccionó el costo por hora de la maquinaria empleada en la preparación del terreno para trasplante en 34 €/h. La distribución del estiércol se valoró en 39 €/h. El costo por hora del trasplante de la lechuga fue de 25 €/h. La aplicación de pesticidas se valoró en 24 €/h. El costo por hora de la recolección fue de 30 €/h. Por último, el entierro de los restos de lechuga después de la recolección se valoró en 27 €/h.

En el sistema TPN, se seleccionó un valor por hora de 24 €/h, ya que la única maquinaria utilizada en este sistema de producción fue el asociado a la aplicación de insecticidas.

3. Resultados y discusión

3.1 Análisis costo-beneficio

Teniendo en cuenta los tres escenarios de AD, en el sistema CS, el CT; es decir, los CI más los CO, fue en promedio 19.753 ± 994 €/ha/año, con unos ingresos de la producción de lechuga de 22.360 €/ha/año, lo que generó un beneficio de 2.608 ± 994 €/ha/año. Tal beneficio fue en cierta medida menor que el calculado por Capra et al., (2008) para la producción de lechuga bajo CS en el este de Sicilia – Italia, ya que el rendimiento fue ligeramente menor en nuestro estudio. En el caso de TPN, estos valores fueron notablemente superiores a los calculados para el sistema CS; es decir, 117.947 ± 2.039 €/ha/año, 127.221 €/ha/año y 9.275 ± 2.039 €/ha/año, respectivamente.

Es de notar que en el sistema CS, la relación beneficio/costo total fue $0,137 \pm 0,058$ mientras que en el sistema TPN ese valor se redujo a $0,095 \pm 0,023$, lo que demostró la mayor rentabilidad del sistema CS por unidad de costo. El costo de equilibrio en los sistemas CS y TPN fue similar, $0,530 \pm 0,027$ €/kg y $0,501 \pm 0,009$ €/kg.

En el caso del sistema CS, el CI (416 €/ha/año) solo representó el $2,11 \pm 0,11$ % de los CT, mientras que en el sistema TPN, esta cifra representó el $16,5 \pm 0,28$ %. En ambos sistemas CS y TPN, los mayores CO fueron la mano de obra, $41,5 \pm 2,09$ % y $46,9 \pm 0,81$ % de los CT, y plántulas, $20,4 \pm 1,03$ % y $16,4 \pm 0,28$ % de los CT, respectivamente. Nuestros resultados para la plantación CS estuvieron en concordancia con los publicados por Rezende et al. (2011), quienes realizando un análisis económico de producción de lechuga al aire libre en Sao Paolo, también indicaron que mano de obra humana y plántulas fueron los mayores CO con 41,5% y 23,4% de los CO, respectivamente. De manera similar, Galinato y Miles (2013) evaluaron la rentabilidad económica del cultivo de lechuga al aire libre en el oeste de Washington e informaron que el costo total de la mano de obra representaba más del 50% del costo total de producción. Estos resultados indican que las primeras acciones para reducir los CO deben enfocarse principalmente en la disminución del costo de plántula y especialmente en el incremento de la eficiencia de la mano de obra humana.

En el caso del sistema TPN, una búsqueda bibliográfica exhaustiva ha demostrado la inexistencia de cuantificaciones de costo-beneficio o evaluación financiera asociadas a la producción TPN al aire libre. Por lo tanto, la fiabilidad y representatividad de nuestros datos en TPN no puede ser comparada con otros estudios como se ha hecho en la plantación CS.

La representación del agua de riego y fertilizantes en los CT osciló entre 9,1 % y 17,8 % de los CT en el sistema CS y entre 11,1 % y 14,1 % de los CT en el sistema TPN, bajo 9% AD y 100% AD, respectivamente. Por consiguiente, solo se observaron ligeras diferencias entre los escenarios, ya que otros costos como la mano de obra y plántulas fueron mucho más representativos. En consecuencia, la implementación del 50% o 100% de AD para riego y la adopción de programas de fertirriego a los diferentes escenarios de suministro solo producen pequeños incrementos en los CO, como ya se observó en otros estudios (Karami et al., 2015). En el caso de riego con AD en CS, en los CO, el agua de riego y los fertilizantes aumentaron de 1.712 €/ha/año con 9% AD cuando se utilizó 0% de AD, a 3.698 €/ha/año con 100% AD cuando el 100% de AD fue utilizado; esto representó un aumento del 8,7% del CT. En el caso del sistema TPN,

estos valores fueron 12.894 €/ha/año con 9% AD y 16.933 €/ha/año con 100% AD; esto representó un aumento del 10,9% del CT.

Tal aumento en el uso de fertilizantes cuando el AD era la única fuente de agua empleada para riego ha sido previamente documentado en Ben-Gal et al. (2009) en pimiento en el Valle del norte de Aravá.

En nuestro estudio, dicha pequeña variación entre escenarios podría justificar que el uso de AD para riego (valorado en este estudio en 0,70 €/m³) no es el factor limitante más significativo desde el punto de vista económico, incluso cuando el AD es el único recurso hídrico disponible para el riego.

3.2 Flujo de caja descontado

Los CI y CO en el sistema TPN fueron aproximadamente 5,9 veces superiores que en el sistema CS, y el tiempo requerido para recuperar el CI fue de entre 3 y 4 años en el sistema CS y entre 6 y 8 años en el sistema TPN. Esto puede ser explicable por las menores relaciones de ingresos TPN/ingresos CS y beneficio TPN/beneficio CS en comparación con CT TPN/CT CS.

Independientemente del escenario de suministro de agua, el VAN en el sistema TPN (107.221 ± 27.715 €/ha) fue 3,1 veces superior que el VAN en el sistema CS (33.981 ± 13.503 €/ha) lo que podría indicar que, para una simulación de un periodo de 20 años, el sistema TPN es una iniciativa más interesante que la plantación CS. Sin embargo, en el sistema CS, la TIR fue 4 veces superior que en el sistema TPN, lo que mostró la rentabilidad significativamente superior de las inversiones CS. Esto tiene sentido ya que los CT durante la simulación de 20 años en el sistema CS ascendieron a 395.050 ± 19.871 €/ha con un ingreso total de 447.203 €/ha, mientras que estos valores en el sistema TPN fueron mucho más altos; 2.358.935 ± 40.787 €/ha y 2.544.428 €/ha, respectivamente (datos no mostrados). En consecuencia, un error de gestión de la producción de lechuga que puede comprometer, por ejemplo, el 50% de la producción anual en el sistema CS (es decir 1 ciclo = 21.427 kg/ha/año) y en el sistema TPN (es decir alrededor de 4,5 ciclos = 117.797 kg/ha/año) conduciría a

ingresos negativos para el sistema CS (-8.572 ± 994 €/ha/año) y el sistema TPN (-54.336 ± 2.039 €/ha/año).

Con respecto a los diferentes escenarios analizados de suministro de agua, la implementación del 50% o 100% de AD para riego y la adopción de los programas de fertirrigación a los diferentes escenarios de suministro de agua produjeron elevadas reducciones en el VAN o la TIR.

En consecuencia, nuestros resultados demostraron que, teniendo en cuenta los siguientes supuestos: (i) precios de compra fijos para el riego TS = $0,19$ €/m³ y AD = $0,70$ €/m³ y (ii) un precio de venta de lechuga fijo de $0,54$ €/kg para lechugas de 167 g y $0,40$ €/kg para lechugas de 100 g, un agricultor con gran capacidad adquisitiva y un conocimiento agronómico bien establecido en el sistema TPN podría asumir el riesgo de cultivar lechugas bajo el sistema TPN. Por el contrario, un agricultor con reducida capacidad adquisitiva o sin conocimiento firme en sistemas TPN debería cultivar bajo sistemas CS. Asimismo, el sistema TPN podría justificarse bajo escenarios tales como: (i) falta de disponibilidad de tierras agrícolas debido a su mayor rendimiento (235.595 kg/ha en TPN frente 42.854 kg/ha en CS); (ii) falta de disponibilidad de agua debido a la mayor productividad del agua ($34,9$ kg/m³ en TPN frente $10,1$ kg/m³ en CS); y/o (iii) el cultivo en zonas ambientalmente vulnerables, dado que el sistema TPN no solo no utiliza suelo para el cultivo sino que también requiere menos energía específica ($4,87$ MJ/kg en el sistema TPN frente $5,29$ MJ/kg en el sistema CS) y produce menos emisiones específicas de gases de efecto invernadero ($0,12$ kgCO_{2eq}/kg en el sistema TPN frente $0,26$ kgCO_{2eq}/kg en el sistema CS) que la plantación CS (Martínez-Mate et al., 2018).

3.3 Análisis de sensibilidad

En un contexto de escasez de agua como el que enfrenta la región de este estudio, el agua se volverá cada vez más escasa y de peor calidad, limitando por tanto el crecimiento de la producción de productos alimenticios (Ayers y Westcot, 1985), así como aumentará su costo para riego (Martínez-Alvarez et al., 2014). Por consiguiente, un análisis de sensibilidad de la viabilidad de los sistemas de producción CS y TPN a diferentes precios de AD y de rendimiento de la lechuga permitirá identificar posibles

impactos en el AFCD, y por lo tanto en la rentabilidad. Con este objetivo, los precios de AD variaron entre 0,5 y 4 €/m³, manteniendo las restantes variables constantes. Además, el rendimiento de la lechuga varió entre 20.000 y 50.000 kg/ha/año en el sistema CS y entre 175.000 y 250.000 kg/ha/año en el sistema TPN.

En cuanto al efecto de la variación del precio de AD sobre la rentabilidad, en el caso de la plantación CS, el VAN se volvió negativo con 50% AD para un precio de AD de 2,1 €/m³ y con 100% AD para un precio de 1,1 €/m³. En el caso del sistema TPN, el VAN se volvió negativo con 50% AD para un precio de AD de 3,2 €/m³ y con 100% AD para un precio de 1,6 €/m³. Con 100% AD, esos precios de AD son bastante cercanos a los precios de AD actuales y esperados, lo que indica que la agricultura de regadío con sólo AD podría ser factible en sistemas CS y TPN si el precio del agua no supera esos límites.

En cuanto al efecto de la variación del rendimiento de la lechuga en la rentabilidad, en el caso de la plantación CS, el VAN se volvió negativo con un rendimiento de 36.000 kg/ha/año (es decir, 18.000 kg/ha/ciclo) independientemente del escenario de suministro de agua. En el caso del sistema TPN, solo se observaron los valores negativos del VAN en 100% AD, cuando el rendimiento fue inferior a 215.000 kg/ha/año (es decir, 23.888 kg/ha/ciclo).

4. Conclusiones

La viabilidad económica de dos sistemas de producción de lechuga, cultivo en suelo (CS) y técnica de película nutritiva (TPN) ha sido analizada en tres escenarios de suministro, considerando el aumento de la disponibilidad de agua de mar desalinizada (AD).

La baja participación del agua de riego y los fertilizantes dentro de los costos totales ha evitado las grandes diferencias en los costos totales entre los escenarios, ya que otros costos como la mano de obra y plántulas son mucho más representativos. La implementación del sistema TPN implica un aumento notable tanto en la inversión como en los costos operacionales en comparación con el sistema CS. Sin embargo,

como los ingresos también han incrementado significativamente, el beneficio en el sistema TPN aún ha sido superior que en el sistema CS. A pesar de estos resultados, es de notar que la mayor relación beneficio/costo total y la tasa interna de retorno en el sistema CS ha indicado la mayor rentabilidad del sistema CS en comparación con el sistema TPN.

En un escenario en el que un 100% de AD para riego de lechuga es requerido, los umbrales del precio del agua de 1,1 €/m³ y 1,6 €/m³ son requeridos en los sistemas CS y TPN, respectivamente, para que la inversión sea factible.

Por otro lado, bajo una situación de falta de tierra agrícola o disponibilidad de agua y/o la necesidad de preservar áreas ambientalmente vulnerables, el sistema TPN podría posicionarse sobre el sistema CS debido a su mayor rendimiento y productividad del agua y menor consumo de energía específica y emisiones de gases de efecto invernadero. Hay que tener en cuenta que, debido a su alto riesgo de rentabilidad, los sistemas TPN solo deben ser gestionados por agricultores con una gran capacidad adquisitiva y conocimiento agronómico bien establecido en la gestión del sistema TPN.

- **Publicación 3:** J.F. Maestre-Valero, B. Martin-Gorriz, M. Soto-García, **M.A. Martinez-Mate**, V. Martínez-Alvarez. Producing lettuce in soil-based or in soilless outdoor systems. Which is more profitable? *Agricultural water management*. 206, 48–55.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.04.022>

6. Conclusiones

Las principales conclusiones de la presente tesis son las siguientes:

1. La implementación del sistema TPN en lugar del sistema CS permite una agricultura sostenible desde el punto de vista energético y medioambiental.
 - 1.1. El rendimiento en el sistema TPN es notablemente superior al rendimiento en el sistema CS, como consecuencia de: (i) ausencia de tiempos de espera entre recolección y plantación; y (ii) mayor precocidad de los cultivos hidropónicos, cuya consecuencia es el mayor número de ciclos de cultivo anual.
 - 1.2. La productividad del agua siempre es mayor en el sistema TPN debido a la constante recirculación de la solución nutritiva y por tanto ausencia de pérdidas por infiltración y/o escorrentía.
 - 1.3. Las entradas de energía en el sistema TPN son notablemente superiores a las entradas en el sistema CS. En el sistema TPN el mayor consumo de energía se atribuye a la electricidad para riego mientras que en el sistema CS se atribuye al material vegetal.
 - 1.4. La eficiencia en el uso de la energía es ligeramente mayor en el sistema CS en el actual escenario de suministro de agua, sin embargo, a medida que aumenta el porcentaje de AD esta situación se revierte (a partir de 29,6% de AD). Esto se debe al mayor consumo de AD en el sistema CS, lo que implica un incremento en el consumo de electricidad para riego.
 - 1.5. Las mayores emisiones de GEI en el sistema CS corresponden al sistema de riego por goteo, mientras que en el sistema TPN corresponden al sistema hidropónico.
 - 1.6. Las emisiones específicas de GEI son siempre menores en el sistema TPN, independientemente del escenario de suministro de agua.
 - 1.7. A medida que aumenta la cantidad de AD empleada en el riego aumenta proporcionalmente el consumo de energía y emisiones de GEI en ambos sistemas de cultivo.

2. El uso de estrategias de RDC en combinación o no con AR implican un descenso en el rendimiento del huerto y emisiones de GEI.
 - 2.1. En la etapa de establecimiento, el mayor consumo de energía y emisiones de GEI corresponde al sistema de riego, mientras que en el resto de etapas es debido a la electricidad para transporte y distribución de energía y fertilizantes nitrogenados.
 - 2.2. El empleo de estrategias de RDC repercuten en un ahorro de agua y por tanto de energía, además de reducciones en las emisiones de GEI, independientemente del tipo de agua empleada. Sin embargo, dichas reducciones son proporcionalmente menores al descenso de la producción, lo que repercute en el incremento de emisiones específicas de GEI.
 - 2.3. El uso de AR para riego no tiene efecto alguno en las entradas de energía. En la etapa adulta, la reducción de rendimiento y emisiones de GEI como consecuencia del uso de AR es similar, y por tanto las emisiones específicas de GEI no se ven afectadas.
3. El sistema CS presenta una mayor rentabilidad en comparación con el sistema TPN. Solo en situaciones de falta de tierra agrícola o disponibilidad de agua y/o la necesidad de preservar áreas ambientalmente vulnerables, el TPN puede posicionarse sobre el sistema CS.
 - 3.1. El mayor costo corresponde a mano de obra y plántulas. Por tanto el empleo de diferentes fuentes de agua no tiene efecto significativo en el balance económico.
 - 3.2. El sistema TPN implica un aumento notable de las inversiones y los costos operacionales respecto al sistema CS, sin embargo, los ingresos y beneficios también se ven aumentados en comparación con CS.

Futuras líneas de trabajo

Las líneas futuras que se plantean son las siguientes:

- 1.- El primer estudio de esta tesis ha evaluado el consumo de energía y de emisiones de GEI correspondientes al cultivo de lechuga en dos sistemas de producción,

sistema CS y sistema TPN, y bajo diferentes aportaciones de AD en el agua de riego. Las emisiones específicas de GEI fueron siempre menores en el sistema TPN, independientemente del escenario de suministro de agua. Respecto al efecto del uso de AD en el riego, los resultados indicaron que a partir de un 29,6% de mezcla de AD el sistema TPN es energéticamente más eficiente que el sistema CS. En base a los resultados obtenidos y considerando la variedad de cultivos y sistemas de cultivo característicos de la CRS, se plantea como futura línea de trabajo la realización de estudios similares en otros cultivos y sistemas de cultivo aún no caracterizados. Esto permitirá tener una idea global e información muy valiosa del efecto futuro que tendrá el incremento esperado de AD en el agua de riego.

- 2.- El segundo estudio ha determinado el consumo de energía y emisiones de GEI de un huerto de pomelo, con la implementación de varios regímenes de riego (riego tradicional y RDC combinado o no con AR) en diferentes etapas del ciclo de vida del cultivo. Los resultados mostraron un descenso en el rendimiento y emisiones de GEI asociado al uso de estrategias de RDC, en combinación o no con AR. Se propone como futura línea de trabajo realizar el mismo estudio sustituyendo el AR por AD, así como una combinación de ambas en diferentes porcentajes de mezcla.
- 3.- Finalmente, los sistemas de cultivo previamente caracterizados en el primer estudio se comparan económicamente. Los resultados indicaron que el sistema CS es económicamente más rentable que el sistema TPN. La futura línea de trabajo de este estudio consiste en la divulgación de los datos obtenidos, para que el sistema TPN pueda ser considerado una opción viable de cultivo en áreas ambientalmente vulnerables, con baja disponibilidad de agua y/o falta de terreno agrícola.

6. Conclusions

The main conclusions of the present are the following:

1. The implementation of the NFT system instead of the SC system allows sustainable agriculture from the energy and environmental point of view.
 - 1.1. Water productivity is always higher in the NFT system due to the constant recirculation of the nutrient solution and therefore absence of losses due to infiltration and / or runoff.
 - 1.2. The yield in the NFT system is significantly higher than the yield in the SC system, as a consequence of: (i) absence of waiting times between harvesting and planting; and (ii) higher precocity of hydroponic crops, which consequence is the greater number of annual crop cycles.
 - 1.3. The energy inputs in the NFT system are significantly higher than the inputs in the SC system. In the NFT system the highest energy consumption is attributed to electricity for irrigation while in the SC system it is attributed to the plant material.
 - 1.4. The efficiency in the use of energy is slightly higher in the SC system in the current water supply scenario, however, as the percentage of DS increases, this situation is reversed (from 29,6% of DS). This is due to the higher consumption of DS in the SC system, which implies an increase in electricity consumption for irrigation.
 - 1.5. The highest GHG emissions in the SC system correspond to the drip irrigation system, while in the NFT system correspond to the hydroponic system.
 - 1.6. Specific GHG emissions are always lower in the NFT system, regardless of the water supply scenario.
 - 1.7. As the amount of DS used in irrigation increases, the consumption of energy and GHG emissions increases proportionally in both farming systems.
2. The use of RDI in combination or not with RW implies a decrease in yield and GHG emissions of the orchard.

- 2.1. In the establishment stage, the highest consumption of energy and GHG emissions corresponds to the irrigation system, while in the rest of the stages it is due to electricity for transport and distribution of energy and nitrogen fertilizers.
- 2.2. The use of RDI has an impact on water and therefore energy savings, as well as reductions in GHG emissions, regardless of the type of water used. However, these reductions are proportionally lower than the decrease in production, which has an impact on the increase of specific GHG emissions.
- 2.3. The use of RW for irrigation has no effect on the energy inputs. In the adult stage, the reduction of yield and GHG emissions as a consequence of the use of RW is similar, and therefore the specific GHG emissions are not affected.
3. The SC system has a higher profitability compared to the NFT system. Only in situations of lack of agricultural land or water availability and / or the need to preserve environmentally vulnerable areas, the NFT can be positioned on the SC system.
 - 3.1. The highest cost corresponds to labour and plantlets. Therefore, the use of different water sources has no significant effect on the economic balance.
 - 3.2. The NFT system implies a significant increase in investments and operating costs respect to the SC system; however, the revenues and benefits are also increased compared to SC.

Future lines of work

The future lines that are proposed are the following:

- 1.- The first study of this thesis has evaluated the energy consumption and GHG emissions related to lettuce cultivation in two production systems, SC system and NFT system, and under different contributions of DS in water for irrigation. Specific GHG emissions were always lower in the NFT system, regardless of the water supply scenario. Regarding the effect of the use of DS for irrigation, the results indicated that from a percentage of DS mixing of 29,6% of AD, the TPN system is energetically

more efficient than the SC system. Based on the results obtained and considering the variety of crops and cultivation system characteristics of the SRV, it is proposed as a future line of work to carry out similar studies in other crops and farming systems not characterized yet. This will provide a global idea and very valuable information about the future effect that the expected increase of DS in the irrigation water will have.

- 2.- The second study has determined the energy consumption and GHG emissions of a grapefruit orchard, with the implementation of several irrigation regimes (traditional irrigation and RDI combined or not with RW in different crop lifecycles stages. The results showed a decrease in yield and GHG emissions associated with the use of RDI strategies, in combination or not with RW. It is proposed as a future line of work to carry out similar study replacing the RW for DS, as well as a combination of both in different proportions of mixing.
- 3.- Finally, the cultivation systems previously characterized in the first study are compared. The results indicated that SC system is economically more profitable than NFT system. The future line of work consists of the dissemination of the data obtained, as the NFT system can be considered a feasible option for cultivation in environmentally vulnerable areas, with low water availability and/or lack of agricultural land.

7. Referencias

- Alcón, F., Egea, G., Nortes, P.A. 2013a. Financial feasibility of implementing regulated and sustained deficit irrigation in almond orchards. *Irrig. Sci.* 31, 931–941.
- Alcón, F., Martin-Ortega, J., Pedrero, F., Alarcon, J.J., de Miguel, M., 2013b. Incorporating non-market benefits of reclaimed water into cost-benefit analysis: a case study of irrigated mandarin crops in southern Spain. *Water Resour. Manag.* 27, 1809–1820.
- Albright, L.D., Langhans, R.W., 1996. Controlled Environment Agriculture Scoping Study. Controlled Environment Agriculture Program, Cornell University. <http://www.cornellcea.com/attachments/Controlled%20Environment%20Agriculture%20Scoping%20Study%20pdf%20-20Adobe%20Acrobat%20Professional.pdf> (Acceso Noviembre 2014).
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements. In: *FAO Irrigation and Drainage Paper 56*. Rome, Italy, pp. 15–27.
- Alluvione, F., Moretti, B., Sacco, D., Grignani, C., 2011. EUE (energy use efficiency) of cropping systems for a sustainable agriculture. *Energy* 36, 4468–4481.
- AMOPA, 2006. Estudio técnico-económico de los procesos de producción agrícola y de transformación (manipulación y confección) de las principales orientaciones hortofrutícolas de la región de Murcia. Consejería de Agricultura y Aguade la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Asano, T., 1998. Editor. *Wastewater Reclamation and Reuse*. Vol. 10. Water Quality Management Library. Technomic Publishing Inc. Lancaster, PA EE.UU.
- Asgharipour, M.R., Mondani, F., Riahinia, S., 2012. Energy use efficiency and economic analysis of sugar beet production system in Iran: a case study in Khorasan Razavi province. *Energy* 44, 1078–1084.

- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. Water quality for agriculture. In: FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, pp. 174.
- Ayres, R.U., Cummings-Saxon, J., Stern, M., 1974. Materials-process-product Model. Arlington, VA International Research and Technology Corp, Washington DC.
- Castel, J.R. 1999. Riego deficitario controlado. Aplicación a frutales. En: Ahorro y Reutilización de Agua. Máster en gestión y uso eficiente del agua. Universidad Politécnica de Valencia. p. 6.3-6.15.
- Ballester, C., Castel, J., Intrigliolo, D.S., Castel, J.R., 2011. Response of Clementina de Nules citrus trees to summer deficit irrigation. Yield components and fruit composition. *Agric. Water Manage.* 98, 1027-1032.
- Ballester, C., Castel, J., El-Mageed, T.A.A., Castel, J.R., Intrigliolo, D.S., 2014. Long-term response of `Clementina de Nules` citrus trees to summer regulated deficit irrigation. *Agric. Water Manage.* 138, 78-84.
- Barbosa, G.H., Almeida, G.F.D., Kublik, N., Proctor, A., Reichelm, L., Weissinger, E., al., 2015. Comparison of land, water and energy requirements of lettuce grown using hydroponic vs. conventional agricultural methods. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* 12, 6879-6891.
- Barron, O., Ali, R., Hodgson, G., Smith, D., Qureshi, E., McFarlane, D., Campos, E., Zarzo, D., 2015. Feasibility assessment of desalination application in Australian traditional agriculture. *Desalination* 364, 33-45.
- Bartzas, G., Dimitra Zaharaki, D., Komnitsas, K., 2015. Life cycle assessment of open field and greenhouse cultivation of lettuce and barley. *Infor. Process. Agric.* 2 (3-4), 191-207.
- Batty, J.C., Keller, J., 1980. Energy requirements for irrigation. In: Pimentel, D. (Ed.). *Handbook of Energy Utilization in Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, pp. 35-44.
- BEDCA, 2014. Spanish food composition database, Ministerio de Ciencia e Innovación. www.bedca.net (Acceso Febrero 2017).

- Ben-Gal, A., Yermiyahu, U., Cohen, S., 2009. Fertilization and Blending Alternatives for Irrigation with Desalinated Water. *J. Environ. Qual.* 38, 529–536.
- Berge, B., 2009. In: *The ecology of building materials*. Elsevier, Oxford, UK.
- Blanco, M.I., 1994. *Contabilidad de costes: análisis y control*. Pirámide, Madrid.
- Bocaja, C.R., Schrevens, E., 2010. Energy assessment of peri-urban horticulture and its uncertainty: case study for Bogota, Colombia. *Energy* 35 (5), 2109-2118.
- Bowers, W., 1992. Agricultural field equipment. In: Fluck, R.C. (Ed), *Energy in World Agriculture*, vol. 6. Elsevier, Amsterdam, pp. 117-129.
- Brechner, M., Both, A.J., 2014. *Hydroponic Lettuce Handbook*. Cornell Controlled Environment Agriculture. Cornell University. http://www.cornellcea.com/attachments/Cornell_CEA_Lettuce_Handbook.pdf (Acceso 2 Diciembre 2014).
- BSCH-UCAM, 2017. *Aproximación al dimensionamiento del sistema agroalimentario de la Región de Murcia 2016*. Murcia.
- Bundschuh, J., Chen, G., Mushtaq, S., 2014. Towards a Sustainable Energy Technologies Based Agriculture. In: *Sustainable Energy Solutions in Agriculture*. CRC Press, The Netherlands, pp. 3–15.
- Cabrera E. 2011. *El binomio agua-energía. ¿un asunto de moda o de interés real?* Fundación Ciudadana y Valores, 21 pp.
- Cantero, P., 1996. *El análisis coste-beneficio en el sector agrario*. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Capra, A., Consoli, S., Russo, A., Scicolone, B., 2008. Integrated agro-economic approach to deficit irrigation on lettuce crops in Sicily, Italy. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 134(4), 437–445.
- CARM, 2017. *Precios agrarios en origen* [https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=1210&IDTIPO=100&RASTRO=c212\\$m1230](https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=1210&IDTIPO=100&RASTRO=c212$m1230). (Acceso Noviembre 2017).

- Castoldi, N., Bechini, L, Ferrante, A., 2011. Fossil energy usage for the production of baby leaves. *Energy* 36, 86-93.
- CEDEX, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, 2011. Evaluación del Impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural. Madrid.
- Chalmers, D.J., Bautista, I., Ramos, C., Cruz, G., 1987. Evapotranspiration and irrigation efficiency of mature orange orchards in Valencia (Spain). *Irrig. Drain. Syst.* 3, 205-217.
- Chandel, S., NagarajuNaik, M., Chandel, R., 2015. Review of solar photovoltaic water pumping system technology for irrigation and community drinking water supplies. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 49, 1084-1099.
- CHS, Confederación Hidrográfica del Segura, 2015. Estudio General sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia.
- Claver, J.M., 2016. The Tagus-Segura water transfer: a vital and sustainable Infrastructure for the southeast of Spain. In: Informe técnico Sindicato Central de Regantes Acueducto Tajo Segur. SCRATS (13pp.).
- Consoli, S., Facini, O., Motisi, A., Nardino, M., Papa, R., Rossi, F., Barbagallo, S., 2013. Carbon balance and energy fluxes of a Mediterranean crop. *J. Agric. Eng.* XLIV (s2), e6.
- CREM, 2015. Centro regional de estadística de Murcia. (Accedido Febrero 2017).
- EC, European Commission, 2017. www.ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2030 (Acceso 24 Agosto 2017).
- EEA, European Environment Agency, 2017. Share of Renewable Energy in Gross Final Energy Consumption. www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/renewable-gross-final-energy-consumption-4/assesment-1 (Acceso 24 Agosto 2017).

- ELCD, European Life Cycle Database, 2017. European Commission. Disponible en: www.eplca.irc.ec.europa.eu/ELCD3/index.xhtml?stock=default (Acceso 03 Septiembre 2016).
- ESAMUR, 2017. Entidad de saneamiento y depuración de aguas residuales de la región de Murcia. <http://www.esamur.com> (Accedido Mayo 2017).
- ESYRCE, 2015. Encuesta de Superficies y Rendimientos de Cultivos, 2015 (Accedido Febrero 2017).
- ESYRCE, 2016. Encuesta de Superficies y Rendimientos de Cultivos, 2016 (Accedido Junio 2018).
- European Commission, 2014. Guide to cost-benefit analysis of investment projects. Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014–2020. Directorate-General for Regional and Urban policy. pp. 364.
- FAO, Food and Agriculture Organization, 2009. Global agriculture towards 2050, Paper Presented to High-level Expert Forum on “How to Feed the World in 2050”, 2009 (Rome).“
- FAO, Food and Agriculture Organization, 2011. Energy-smart food for people and climate. Issue paper. Rome.
- FAO, Food and Agriculture Organization, 2011. The State of World’s Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW) Managing Systems at Risk. FAO, Rome and Earthscan, London.
- FAOSTAT, 2014. The FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Statistical Database. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>. (Accedido Noviembre 2017).
- Faurès, J.M., Bartley, D., Bazza, M., Burke, J., Hoogeveen, J., Soto, D., Steduto, P., 2013. Climate Smart Agriculture Sourcebook. FAO, Rome, p. 557.
- Fereres, E., Martinich, D.A., Aldrich, T.M., Castel, J.R., Schulbach, E.H., 1982. Drip irrigation saves money in young almond orchards. Calif. Agric. 36, 12–13.

- Fluck, R.C., 1985. Energy sequestered in repairs and maintenance of agricultural machinery. *Trans. ASAE* 28, 738-744.
- Fluck, R.C., 1992. Energy in human labor. In: Fluck, R.C. (Ed.), *Energy in World Agriculture*, vol. 6. Elsevier, Amsterdam, pp. 31-37.
- Foteinis, S., Chatzisyneon, E., 2016. Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. *J. Clean. Prod.* 112, 2462-2471.
- García, J., Romero, P., Botía, P., Gracia, F., 2004. Cost-benefit analysis of almond orchard under regulated deficit (RDI) in SE Spain. *Span. J. Agric. Res.* 2, 157-166.
- Galbete, S., 2013. Viabilidad técnico-económica para un suministro eléctrico 100% renovable en España. Universidad Pública de Navarra, Pamplona, España.
- Galinato, S.P., Miles, C.A., 2013. Economic profitability of growing lettuce and tomato in western Washington under high tunnel and open-field production systems. *Hortech.* 23(4), 453–461.
- Ghaffour, N., Bundschuh, J., Mahmoudi, H., Goosen, M.F.A., 2015. Renewable energy-driven desalination technologies: a comprehensive review on challenges and potential applications of integrated systems. *Desalination* 356, 94-114.
- Gunady, M.G.A., Biswas, W., Solah, V.A., James, A.P., 2012. Evaluating the global warming potential of the fresh produce supply chain for strawberries, romaine/cos lettuces (*Lactuca sativa*), and button mushrooms (*Agaricus bisporus*) in Western Australia using life cycle assessment (LCA). *J. Clean. Prod.* 28, 81–87.
- Guzmán, G.I., Alonso, A.M., 2008. A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. *Agric. Syst.* 98, 167–176.
- Hammond, G., Jones, C., 2008. *Inventory of Carbon & Energy: ICE*. Bath, UK: Sustainable Energy Research Team. Department of mechanical engineering, University of Bath.

- Hardy L, Garrido A. 2010. Análisis y evaluación de las relaciones entre el agua y la energía en España. Papeles del Agua Virtual 6. Fundación Botín, 208 pp.
- Heichel, G.H., 1980. Assessing the fossil energy costs of propagating agricultural crops. In: Pimentel, D. (Ed.), Handbook of Energy Utilization in Agriculture. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 27–34.
- Helsel, Z.R., 1992. Energy and alternatives for fertilizer and pesticide use. In: Fluck, R.C. (Ed.), Energy in World Agriculture, vol. 6. Elsevier, Amsterdam, pp. 177-201.
- Iberdrola, 2017. www.iberdrola.es/empresas/info/etiquetado-electricidad (Accedido 13 Junio 2016).
- ICARDA-APRP, 2000. Sustainable management of natural resources and improvement of major production systems of the Arabian Peninsula. Proc. First Regional Steering Committee Meeting, 15 October 2000, Dubai. United Arab Emirates.
- IFAC, 2008. International good practice guidance project appraisal using discounted cash flow. International federation of accountants. <http://www.ifac.org>. (Accedido Noviembre 2017).
- IFRM, Instituto de Fomento Región de Murcia, 2016. El sector agroalimentario en la Región de Murcia.
- Instituto Nacional de Estadística, INE. <http://www.ine.es>. (Accedido Noviembre 2017).
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston, H.A.S., Biernacki, L., Miwa, K., Negara, T., Tanabe, K. (Eds.), Prepared by National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston Published, IGES, Japan.
- Jiménez-Martínez, J.L., García-Aróstegui, J.L., Hunink, S., Contreras, P., Baudron, L., Candela, L., 2016. The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). Environ. Rev. 24 (4), 377-392.

- Kaldellis, J.K., Spyropoulos, G.C., Kavadias, K.A., Koronaki, I.P., 2009. Experimental validation of autonomous PV-based water pumping system optimum sizing. *Renew. Energ* 34, 1106-1113.
- Karami, S., Karami, E., Zand-Parsa, S., 2015. Environmental and economic appraisal of agricultural water desalination use in South Iran: a comparative study of tomato production. *J. Appl. Water Eng. Res.* <http://dx.doi.org/10.1080/23249676.2015.1105158>.
- Khoshnevisan, B., Rafiee, S., Omid, M., Mousazadeh, H., Clark, S., 2014a. Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system. *J. Clean. Prod.* 73, 183–192.
- Khoshnevisan, B., Shariati, H.M., Rafiee, S., 2014b. Comparison of energy consumption and GHG emissions of open field and greenhouse strawberry production. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 29, 316–324.
- Killebrew, K., Wolff, H., 2010. *Environmental Impacts of Agricultural Technologies*. Evans School of Public Affairs. University of Washington. <http://econ.washington.edu/files/2014/06/2010-Environmental-Impacts-of-Ag-Technologies.pdf> (Accedido Diciembre 2014).
- Kizilaslan, H., 2009. Input–output energy analysis of cherries production in Tokat Province of Turkey. *Appl. Energy* 86, 1354–1358.
- Koocheki, A., Ghorbani, R., Mondani, F., Moradi, R., Alizade, Y., 2011. Pulses production systems in term of energy use efficiency and economical analysis in Iran. *Inter. J. Energy Ecol. Policy* 1, 95–106.
- Lal, R., 2004. Carbon emission from farm operations. *Environ. Int.* 30, 981-990.
- Lapiente, E., 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination* 300, 40-45.
- Layard, R., Glaister, S., 1994. *Cost–Benefit Analysis*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Liguori, G., Gugliuzza, G., Inglese, P., 2009. Evaluating carbon fluxes in orange orchards in relation to planting density. *J. Agric. Sci.* 147, 637–645.
- Maestre-Valero, J.F., Martin-Gorriz, B., Alarcón, J.J., Nicolás, E., Martínez-Alvarez, V., 2016. Economic feasibility of implementing regulated deficit irrigation with reclaimed water in a grapefruit orchard. *Agric. Water Manag.* 178, 119–125.
- Maestre-Valero, J.F., Testi, L., Jimenez-Bello, M.A., Castel, J.R., Intrigliolo, D., 2017. Evapotranspiration and carbon exchange in a citrus orchard using eddy covariance. *Irrig. Sci.* 35, 397–408.
- Mantoam, E.J., Romanelli, T.L., Gimenez, L.M., 2016. Energy demand and greenhouse gases emissions in the life cycle of tractors. *Biosyst. Eng.* 151, 158-170.
- Maraseni, T.N., Cockfield, G., Maroulis, J., 2010. An assessment of greenhouse gas emissions from the Australian vegetables industry. *J. Environ. Sci. Health. Part B* 45, 578-588.
- March, H., Saurí, D., Rico-Amorós, A.M., 2014. The end of scarcity? Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain, *J. Hydrol.* 519 (2014) 2642–2651, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.023>.
- Martin-Gorriz, B., Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., 2014. Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE (southeast) Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy* 77, 478-488.
- Martínez-Alvarez, V., Martin-Gorriz, B., Soto-García, M., 2016. Seawater desalination for crop irrigation - a review of current experiences and revealed key issues. *Desalination* 381, 58-70.
- Martínez-Alvarez, V., García-Bastida, P.A., Martin-Gorriz, B., Soto-García, M., 2014. Adaptive strategies of on-farm water management under water supply constraints in South-Eastern Spain. *Agric. Water Manage.* 136, 59–67.
- Martínez-Alvarez, V., González-Ortega, M.J., Martin-Gorriz, B., Soto-García, M., Maestre-Valero, J.F., 2017. The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). *Desalination* 422,153-164.

- Martínez-Beltrán, J., 1996. Consideraciones sobre el regadío en España. Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. N°37.
- Martinez-Mate, M.A., Martin-Gorritz, B., Martínez-Alvarez, V., Soto-García, M., Maestre-Valero, J.F., 2018. Hydroponic system and desalinated seawater as an alternative farm-productive proposal in water scarcity areas: Energy and greenhouse gas emissions analysis of lettuce production in southeast Spain. *J. Clean. Prod.* 172, 1298 – 1310.
- Melgarejo, J., Montañó, B., 2009. La eficiencia energética en el trasvase Tajo-Segura. In: *Cuides, Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible*, 3. Fundación CajaMar: 173-193
- Mila, L., Muñoz, I., Hospido, A., Plassmann, K., McLaren, S., 2008. Life Cycle Assessment (LCA) of Domestic Vs. Imported Vegetables. Case Studies on Broccoli, Salad Crops and Green Beans. Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Guildford (Surrey) GU2 7XH, United Kingdom. CES Working Paper 01/08. www.surrey.ac.uk/CES (Accedido 04 Octubre 2016).
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), 2014. Resolución de 11 de noviembre de 2014, de la Dirección General del Agua, por la que se publica el Acuerdo de Consejo de Ministros de 7 de noviembre de 2014. In: por el que se aprueban las nuevas tarifas para el aprovechamiento del acueducto Tajo- Segura.
- Mitchell, P.D., Chalmers, D.J., Jerie, P.H., Burge, G., 1986. The use of initial with holding of irrigation and tree spacing to enhance the effect of regulated deficit irrigation on pear trees. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 111, 858-861.
- Mohammadi, A., Rafiee, S., Jafari, A., Keyhani, K., Mousavi-Avval, S.H., Nonhebel, S., 2014. Energy use efficiency and greenhouse gas emissions of farming systems in north Iran. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 30, 724–733.
- Moral, F.J., López-Rodríguez, F., Cuadrados, F., Ruiz Celma, A., 2009. Computer-assisted sizing of photovoltaic systems for drip irrigation of olive orchards in semi-arid climate. *Span. J. Agric. Res.* 7 (3), 503-512.

- Nicolás, E., Alarcón, J.J., Mounzer, O., Pedrero, F., Nortes, P.A., Alcobendas, R., Romero-Trigueros, C., Bayona, J.M., Maestre-Valero, J.F., 2016. Long-term physiological and agronomic responses of mandarin trees to irrigation with saline reclaimed water. *Agric. Water Manage.* 166, 1–8.
- Ntinias, G.K., Neumair, M., Tsadillas, C.D., Meyer, J., 2017. Carbon footprint and cumulative energy demand of greenhouse and open-field tomato cultivation systems under Southern and Central European climatic conditions. *J. Clean. Prod.* 142, 3617–3626.
- Ortiz-Cañavate, J., Hernanz, J.L., 1999. Energy analysis and saving. In: Kitani, O. (Ed.), *CIGR Handbook of Agricultural Engineering*, vol. 5. ASAE, St. Joseph, MI, pp. 13–24.
- Ozkan, B., Akcaoz, H., Karadeniz, F., 2004. Energy requirement and economic analysis of citrus production in Turkey. *Energy Convers. Manag.* 45, 1821–1830.
- Pedrero, F., Maestre-Valero, J.F., Mounzer, O., Nortes, P.A., Alcobendas, R., Romero-Trigueros, C., Bayona, J.M., Alarcón, J.J., Nicolás, E., 2015. Response of young ‘Star Ruby’ grapefruit trees to regulated deficit irrigation with saline reclaimed water. *Agric. Water Manag.* 158, 51–60.
- Pérez-Pérez, J.G., García, J., Robles, J.M., Botía, P., 2010. Economic analysis of navel orange cv: ‘Lane late’ grown on two different drought-tolerant rootstocks under deficit irrigation in Southeastern Spain. *Agric. Water Manag.* 97, 157–164.
- Pérez-Pérez, J.G., Robles, J.M., Botía, P., 2014. Effects of deficit irrigation in different fruit growth stages on ‘Star Ruby’ grapefruit trees in semi-arid conditions. *Agric. Water Manage.* 133, 44–54.
- Pimentel, D., 1992. Energy inputs in production agriculture. In: Fluck, R.C. (Ed.), *Energy in Farm Production*, Vol, 6. Ed. Elsevier, Amsterdam, pp. 3–29.
- Playán, E., Mateos, L., 2006. Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity. *Agric. Water Manag.* 80, 100–116.

- Rathke, G.W., Diepenbrock, W., 2006. Energy balance of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. *Eur. J. Agron.* 24, 35–44.
- Raviv, M., 2007. Soilless culture: theory and practice. In: Elsevier (Ed.), Science. Amsterdam.
- Rezende, B.L.A., Cecílio-Filho, A.B., Barros-Junior, A.P., Porto, D.R., Martins, M.I. 2011. Economic analysis of cucumber and lettuce intercropping under greenhouse in the winter-spring. *An. Acad. Bras. Cienc.* 83(2), 705-17.
- Rezvani-Moghaddam, P., Feizi, H., Mondani, F., 2011. Evaluation of tomato production systems in terms of energy use efficiency and economical analysis in Iran. *Not. Sci. Biol.* 3, 58–65.
- Rocamora, C., Vera, J., Abadia, R., 2013. Strategy for efficient energy management to solve energy problems in modernized irrigation: analysis of the Spanish case. *Irrig. Sci.* 31 (5), 1139-1158.
- Rodríguez JA, Pérez L, Camacho E, Montesinos P. 2011. The paradox of irrigation scheme modernization: more efficient water use linked to higher energy demand. *Span J Agric Res* 9: 1000-1008.
- Romero-Gómez, M., Audsley, E., Suarez-Rey, E.M., 2014. Life cycle assessment of cultivating lettuce and escarole in Spain. *J. Clean. Prod.* 73, 193-203.
- Rothwell, A., Ridoutt, B., Page, G., Bellotti, W., 2016. Environmental performance of local food: trade-offs and implications for climate resilience in a developed city. *J. Clean. Prod.* 114, 420-430.
- Santos, A., Junqueira, A., 2004. Análise econômico-financeira da produção de tomate e pimentão no Distrito Federal: um estudo de caso. *Horti Bras* 22.
- Sartori, L., Basso, B., Bertocco, M., Oliviero, G., 2005. Energy use and economic evaluation of a three year crop rotation for conservation and organic farming in NE Italy. *Biosyst. Eng.* 91 (2), 245–256.

- SCRATS, Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo Segura, 2017. www.scrats.es/ (Accedido 04 Octubre 2016).
- Shahabi, M.P., McHugh, A., Anda, M., Ho, G., 2014. Environmental life cycle assessment of seawater reverse osmosis desalination plant powered by renewable energy. *Renew. Energ* 67, 53-58.
- Soto-García, M., Del-Amor-Saavedra, P., Martin-Gorriz, B., Martínez-Alvarez, V., 2013a. The role of information and communication technologies in the modernisation of water user associations' management. *Comput. Electron. Agr.* 98, 121-130.
- Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., García-Bastida, P.A., Alcón, F., Martin-Gorriz, B., 2013b. Effect of water scarcity and modernisation on the performance of irrigation districts in south-eastern Spain. *Agr. Water Manage* 124, 11-19.
- Soto-García, M., Martin-Gorriz, B., García-Bastida, P.A., Alcón, F., Martínez-Alvarez, V., 2013c. Energy consumption for crop irrigation in a semiarid climate (South-Eastern Spain). *Energy* 55, 1084-1093.
- Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., Martin-Gorriz, B., 2014. El regadío en la Región de Murcia. Caracterización y análisis mediante indicadores de gestión. Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura. ISBN: 978-84-697-0372-4.
- Soto-García, M. 2015. El regadío en la Región de Murcia. Caracterización y análisis. Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena.
- Swyngedouw, E., Williams, J., 2016. From Spain's hydro-deadlock to the desalination fix, *Water Int.* 41 (2016) 54–73, <http://dx.doi.org/10.1080/02508060.2016.1107705>.
- Tabatabaie, M.H., Rafiee, S., Keyhani, A., 2012. Energy consumption flow and econometric models of two plum cultivars productions in Tehran province of Iran. *Energy* 44, 211–216.
- UNESCO, 2017. Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP). www.unesco.org/new/es/natural-sciences/ambiente/water/wwap/facts-and-figures/all-facts-wwdr3/fact-24-irrigated-land.com/ (Accedido 25 Junio 2018)

- Urrestarazu, M., 2013. State of the art and new trends of soilless culture in Spain and in emerging countries. *Acta Hortic.* 1013, 305-312.
- Venkat, K., 2012. Comparison of twelve organic and conventional farming systems: a life cycle greenhouse gas emissions perspective. *J. Sustain. Agric.* 36 (6), 620-649.
- WWAP (World Water Assessment Programme), 2012. The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk. UNESCO, Paris.
- Yousefi, M., Khoramivafa, M., Mondani, F., 2014. Integrated evaluation of energy use, greenhouse gas emissions and global warming potential for sugar beet (*Beta vulgaris*) agroecosystems in Iran. *Atmos. Environ.* 92, 501–505.
- Zahedi, M., Eshghizadeh, H.R., Mondani, F., 2014. Energy use efficiency and economical analysis in cotton production system in an arid region: a case study for Isfahan Province. *Iran Inter. J. Energy Ecol. Policy* 4, 43–52.
- Zahedi, M., Mondani, F., Eshghizadeh, H.R., 2015. Analyzing the energy balances of double-cropped cereals in an arid region. *Energy Rep.* 1, 43–49.

