

0024



SINDICATO CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA

272/2015



PASE	COPIA	<input type="checkbox"/>	A
	ORIGINAL	<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> Para informe <input type="checkbox"/> Para conocimiento <input type="checkbox"/> Para despachar conmigo <input type="checkbox"/> Preparar contestación			

A LA OFICINA DE PLANIFICACIÓN DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA



José Manuel Claver Valderas, Presidente del **Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura**, actuando en nombre y representación de dicha Corporación, cuyo domicilio radica en C/Azucaque nº4, 30001 Murcia (Murcia), disponiendo de CIF nº G-30108443, como mejor proceda, DIGO:

-Que encontrándose abierto el plazo de seis meses de información pública de la propuesta del **Proyecto del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (Ciclo 2015-2021)**, mediante el presente escrito, y en la representación arriba mencionada, se formulan las siguientes

ALEGACIONES

Primera.- Aguas Desaladas

El Proyecto de Plan Hidrológico sometido a consulta pública declara que la capacidad de producción de las 13 IDAMS existentes en la Demarcación es de 334 hm³/año, señalando:

- 1.- Que no se puede superar en el futuro dicha capacidad por razones "técnicas y económicas".



CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL SEGURA - Entrada Nº. 201500008602 29/06/2015 10:59:02



2.- Que la previsión del volumen máximo utilizable de estas instalaciones, y para el año horizonte 2033, es de tan sólo 215 hm³/año.

De estas afirmaciones se deduce que:

- El déficit estructural del Segura, de 420 hm³/año, y para cuyo cálculo se cuenta como aportación aguas procedentes de desalación en cuantía de 184 hm³/año en el horizonte 2021, nunca podrá cubrirse con este tipo de recursos ni, por tanto, reducir la sobreexplotación de los acuíferos, siendo por ello imperiosa la necesidad de obtener recursos externos más viables.

- En relación con la capacidad actual de producción, resultaría que, en el mejor de los casos, y pensando en el año 2033, 119 hm³/año de aguas desaladas “potenciales” nunca serán utilizados en las condiciones económicas actuales, superando buena parte de estas infraestructuras su propia “vida útil” sin que en ningún momento se haya hecho uso de las mismas, lo cual no parece razonable. Se hace necesario por tanto articular medidas de aplicación para justificar el no cumplimiento del “principio de recuperación de costes” para estas instalaciones, arbitrando para ello un sistema de “pago” por el cual, al menos una parte de los mismos sean asumidos por el sistema hídrico del conjunto del país.

Asimismo, en relación con el uso y calidad de las aguas desaladas para riego resulta preciso señalar lo siguiente:



1.- La “capacidad de pago” por zonas que se refleja en la Memoria, que son asimilables a las Tarifas del Trasvase (ya de por sí muy elevadas), implica que difícilmente podrán cubrir los costes de las aguas desaladas de forma sostenible, aunque sí de una forma coyuntural en épocas de extrema escasez.

2.- Debe quedar meridianamente claro que no serán atendibles peticiones de concesión de volúmenes de aguas desaladas para “ampliación de regadíos” ni, por supuesto, para la creación de otros nuevos. Hay que evitar procesos especulativos sobre tierras que hasta ahora eran de secano.

3.- La calidad de las aguas desaladas con destino a regadíos no pueden poner en peligro a las propias plantaciones existentes. Por ello, se adjunta al presente escrito el estudio realizado por los Doctores Ingenieros de la Universidad Politécnica de Cartagena, D. Victoriano Martínez Álvarez y D. Bernardo Martín Górriz bajo el título “*Antecedentes y problemática de la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola*”, informe preliminar promovido por este Sindicato y en el que se indica una primera aproximación sobre las proporciones adecuadas para la mezcla de estos recursos con aguas continentales al objeto rebajar su concentración de boro y otros parámetros a unos niveles aceptables. Se hace también hincapié en este estudio de la necesidad de proceder a la remineralización de estas aguas y una adecuada aportación de nutrientes para satisfacer las necesidades de los cultivos.

4.- Entendemos necesario establecer en el Plan una Tabla de parámetros mínimos que garanticen la calidad del agua para uso agrícola, tal y como se recoge



en la pág. 31 del citado informe (Tabla 3. Parámetros de Calidad utilizados en Israel). Ello es particularmente necesario en esta cuenca, máxime cuando se pretende mezclar el agua desalada procedente de Torrevieja con los recursos almacenados en La Pedrera. Se debe exigir una determinada calidad para el caudal procedente de la desaladora y especialmente para la mezcla resultante que se derive por el canal del Campo de Cartagena, que en ningún caso podría incumplir la citada Tabla de parámetros.

5.- Al hilo de lo anterior, la posible permuta de caudales de aguas desaladas por recursos continentales no garantiza la estabilidad del sistema ya que, ante una situación de escasez en el Alto Tajo y/o Segura, se produciría un desequilibrio en calidad y cantidad del agua disponible para las entidades de riego.

Segunda.- El principio de recuperación de costes:

En cuanto al principio de recuperación de costes, entendemos que debe tratarse en la legislación nacional, y no establecer diferencias en las distintas cuencas. Se trata además de la imposición de un parámetro fundamental de una tasa (un tributo) cuya competencia corresponde a la ley y nunca a un Real Decreto como el aprobatorio del Plan.

Además de ello, la aplicación del principio de recuperación de costes, recogido inicialmente en la Directiva Marco del Agua, ha quedado muy devaluado tras la Sentencia de 11 de septiembre de 2014 del Tribunal de Justicia de la Unión



SINDICATO CENTRAL DE REGANTES
DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA

Europea, en un recurso contra la República Federal de Alemania por incumplimiento de dicho principio. Se acompaña copia de dicha sentencia.

En consecuencia entendemos, que el Plan debe limitarse a señalar la aplicación de dicho principio conforme a lo establecido en la legislación europea y nacional, sin establecer singularidad alguna para esta cuenca.

Tercera.- Riegos consolidados

Se hace constar la duda de esta parte acerca de la legalidad de lo dispuesto en el art. 2º-5, ya que se trata de aplicar una especie de prescripción adquisitiva del derecho de uso, cuando la misma no está contemplada en nuestro derecho.

-En su virtud,

SOLICITO: Tenga por presentado escrito de alegaciones de esta parte en el periodo de información pública de la Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015/21, junto con los documentos que le acompañan, y tenga en cuenta e incorpore las observaciones recogidas en el mismo.

Murcia, 29 de junio de 2015



SENTENCIA DEL TRIBUNAL DE JUSTICIA (Sala 2ª) de 11 de septiembre de 2014

«Incumplimiento de Estado — Medio ambiente — Directiva 2000/60/CE — Marco para una política comunitaria en el ámbito del agua — Recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua — Concepto de “servicios relacionados con el agua”»

En el asunto C-525/12,

que tiene por objeto un recurso por incumplimiento interpuesto, con arreglo al artículo 258 TFUE, el 19 de noviembre de 2012,

Comisión Europea, representada por los Sres. E. Manhaeve y G. Wilms, en calidad de agentes, que designa domicilio en Luxemburgo,

parte demandante,

contra

República Federal de Alemania, representada por los Sres. T. Henze y J. Möller, en calidad de agentes,

parte demandada,

apoyada por

Reino de Dinamarca, representado por las Sras. M. Wolff y V. Pasternak Jørgensen, en calidad de agentes;

Hungría, representada por el Sr. M.Z. Fehér y la Sra. K. Szíjjártó, en calidad de agentes;

República de Austria, representada por la Sra. C. Pesendorfer, en calidad de agente;

República de Finlandia, representada por el Sr. J. Heliskoski y la Sra. H. Leppo, en calidad de agentes, asistidos por los Sres. S. Bäck y J. Oja, asianajajat;

Reino de Suecia, representado por las Sras. A. Falk, C. Meyer-Seitz, U. Persson y S. Johannesson, en calidad de agentes;

Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, representado por las Sras. S. Behzadi-Spencer y J. Beeko, en calidad de agentes;

partes coadyuvantes,

EL TRIBUNAL DE JUSTICIA (Sala Segunda),

integrado por la Sra. R. Silva de Lapuerta, Presidente de Sala, y los Sres. J.L. da Cruz Vilaça, G. Arestis, J.-C. Bonichot (Ponente) y A. Arabadjiev, Jueces;

Abogado General: Sr. N. Jääskinen;

Secretario: Sra. C. Strömholm, administradora;

habiendo considerado los escritos obrantes en autos y celebrada la vista el 5 de marzo de 2014;

oídas las conclusiones del Abogado General, presentadas en audiencia pública el 22 de mayo de 2014;

dicta la siguiente

Sentencia

1 Mediante su recurso, la Comisión Europea solicita al Tribunal de Justicia que declare que la República Federal de Alemania ha incumplido las obligaciones que le incumben en virtud de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DO L 327, p. 1) y, en particular, de los artículos 2, punto 38, y 9 de dicha Directiva al excluir determinados servicios (en particular, el embalse para la producción hidroeléctrica, la navegación y la protección contra las inundaciones, la extracción con fines de irrigación y con fines industriales, así como el autoconsumo) de la aplicación del concepto de «servicios relacionados con el agua».

Marco jurídico

Directiva 2000/60

2 La Directiva 2000/60 comprende, en particular, los siguientes considerandos:

«(1) El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal.

[...]

(11) Tal como se establece en el artículo 174 del Tratado, la política de la Comunidad en el ámbito del medio ambiente debe contribuir a alcanzar los objetivos [que constituyen] la conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente, y la utilización prudente y racional de los recursos naturales. Asimismo, debe basarse en el principio de cautela y en los principios de acción preventiva, de corrección de los atentados al medio ambiente preferentemente en la fuente misma, y de quien contamina paga.

[...]

(13) Existen condiciones y necesidades diversas en la Comunidad que requieren soluciones específicas. Esta diversidad debe tenerse en cuenta en la planificación y ejecución de las medidas destinadas a garantizar la protección y el uso sostenible del agua en el marco de la cuenca hidrográfica. Las dediciones deben tomarse al nivel más próximo posible a los lugares donde el agua es usada o se halla degradada. Ha de darse prioridad a las medidas que son responsabilidad de los Estados miembros, elaborando programas de medidas que se ajusten a las condiciones regionales y locales.

[...]

(19) La presente Directiva tiene por objeto mantener y mejorar el medio acuático de la Comunidad. Este objetivo se refiere principalmente a la calidad de las aguas afectadas. El control cuantitativo es un factor de garantía de una buena calidad de las aguas y, por consiguiente, deben establecerse medidas cuantitativas subordinadas al objetivo de garantizar una buena calidad.

(20) El estado cuantitativo de una masa de agua subterránea puede tener repercusiones en la calidad ecológica de las aguas superficiales y de los ecosistemas terrestres asociados con dicha masa de agua subterránea.

[...]

(33) El objetivo de un buen estado de las aguas debe perseguirse en cada cuenca hidrográfica, de modo que se coordinen las medidas relativas a las aguas superficiales y las aguas subterráneas pertenecientes al mismo sistema ecológico, hidrológico e hidrogeológico.

[...]

(38) El uso de instrumentos económicos por los Estados miembros puede resultar adecuado en el marco de un programa de medidas. El principio de recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos asociados a los daños o a los efectos adversos sobre el medio acuático deben tenerse en cuenta, en particular, en virtud del principio de quien contamina paga. Con este fin, será necesario un análisis económico de los servicios del agua basado en previsiones a largo plazo de la oferta y la demanda de agua en la demarcación hidrográfica.

[...]»

3 A tenor del artículo 2 de la Directiva 2000/60, con la rúbrica «Definiciones»:

«A efectos de la presente Directiva, se entenderá por:

[...]

38) “servicios relacionados con el agua”: todos los servicios en beneficio de los hogares, las instituciones públicas o cualquier actividad económica, consistentes en:

a) la extracción, el embalse, el depósito, el tratamiento y la distribución de aguas superficiales o subterráneas;

b) la recogida y depuración de aguas residuales, que vierten posteriormente en las aguas superficiales;

39) “uso del agua”: los servicios relacionados con el agua junto con cualquier otra actividad contemplada en el artículo 5 y en el anexo II que tenga repercusiones significativas en el estado del agua.

Este concepto se aplica a los efectos del artículo 1 y del análisis económico efectuado con arreglo al artículo 5 y a la letra b) del anexo III;

[...]»

4 El artículo 9 de la Directiva 2000/60, con la rúbrica «Recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua», dispone:

«1. Los Estados miembros tendrán en cuenta el principio de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos, a la vista del análisis económico efectuado con arreglo al anexo III, y en particular de conformidad con el principio de que quien contamina paga.

Los Estados miembros garantizarán, a más tardar en 2010:

— que la política de precios del agua proporcione incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos hídricos y, por tanto, contribuyan a los objetivos medioambientales de la presente Directiva,

— una contribución adecuada a los diversos usos del agua, desglosados, al menos, en industria, hogares y agricultura, a la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, basada en el análisis económico efectuado con arreglo al anexo III y teniendo en cuenta el principio de que quien contamina paga.

Al hacerlo, los Estados miembros podrán tener en cuenta los efectos sociales, medioambientales y económicos de la recuperación y las condiciones geográficas y climáticas de la región o regiones afectadas.

2. Los Estados miembros incluirán en los planes hidrológicos de cuenca información sobre las medidas que tienen la intención de adoptar para la aplicación del apartado 1 y que contribuyan al logro de los objetivos medioambientales de la presente Directiva, así como sobre la contribución efectuada por los diversos usos del agua a la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua.

3. Lo dispuesto en el presente artículo no impedirá la financiación de medidas preventivas o correctivas específicas con objeto de lograr los objetivos de la presente Directiva.

4. Los Estados miembros no incumplirán la presente Directiva si deciden no aplicar, de acuerdo con prácticas establecidas, las disposiciones de la segunda frase del apartado 1 y, a tal fin, las disposiciones correspondientes del apartado 2, para una determinada actividad de uso del agua, siempre y cuando ello no comprometa ni los fines ni el logro de los objetivos de la presente Directiva. Los Estados miembros informarán en los planes hidrológicos de cuenca de los motivos por los que no han aplicado plenamente la segunda frase del apartado 1.»

5. El artículo 11 de la Directiva 2000/60, con la rúbrica «Programa de medidas» contiene, en particular, los apartados siguientes:

«1. Los Estados miembros velarán por que se establezca para cada demarcación hidrográfica, o para la parte de una demarcación hidrográfica internacional situada en su territorio, un programa de medidas, teniendo en cuenta los resultados de los análisis exigidos con arreglo al artículo 5, con el fin de alcanzar los objetivos establecidos en el artículo 4. Estos programas de medidas podrán hacer referencia a medidas derivadas de la legislación adoptada a nivel nacional y que cubran la totalidad del territorio de un Estado miembro. En su caso, un Estado miembro podrá adoptar medidas aplicables a todas las demarcaciones hidrográficas y/o a las partes de demarcaciones hidrográficas internacionales situadas en su territorio.

2. Cada programa de medidas incluirá las “medidas básicas” especificadas en el apartado 3 del presente artículo y, cuando sea necesario, “medidas complementarias”.

3. Las “medidas básicas” son los requisitos mínimos que deberán cumplirse y consistirán en:

a) las medidas necesarias para cumplir la normativa comunitaria sobre protección de las aguas, incluidas las medidas exigidas en virtud de los actos legislativos especificados en el artículo 10 y en la parte A del anexo VI;

b) las medidas que se consideren adecuadas a efectos del artículo 9;

[...]]»

6 El anexo III de la Directiva 2000/60, con el título «Análisis económico», está redactado en los siguientes términos:

«El análisis económico contendrá la suficiente información lo suficientemente detallada (teniendo en cuenta los costes asociados con la obtención de los datos pertinentes) para:

a) efectuar los cálculos pertinentes necesarios para tener en cuenta, de conformidad con el artículo 9, el principio de recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, tomando en consideración los pronósticos a largo plazo de la oferta y la demanda de agua en la demarcación hidrográfica y, en caso necesario:

— las previsiones del volumen, los precios y los costes asociados con los servicios relacionados con el agua, y

— las previsiones de la inversión correspondiente, incluidos los pronósticos relativos a dichas inversiones;

b) estudiar la combinación más rentable de medidas que, sobre el uso del agua, deben incluirse en el programa de medidas de conformidad con el artículo 11, basándose en las previsiones de los costes potenciales de dichas medidas.»

Directiva 2006/123/CE

7 A tenor del artículo 4 de la Directiva 2006/123/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a los servicios en el mercado interior (DO L 376, p. 36), con la rúbrica «Definiciones»:

«A efectos de la presente Directiva se entenderá por:

1) “servicio”, cualquier actividad económica por cuenta propia, prestada normalmente a cambio de una remuneración, contemplada en el artículo 50 del Tratado;

2) “prestador”, cualquier persona física con la nacionalidad de un Estado miembro o cualquier persona jurídica de las contempladas en el artículo 48 del Tratado y establecida en un Estado miembro, que ofrezca o preste un servicio;

3) “destinatario”, cualquier persona física con la nacionalidad de un Estado miembro o que se beneficie de los derechos concedidos a estas por los actos comunitarios, o cualquier persona jurídica de las contempladas en el artículo 48 del Tratado y establecida en un Estado miembro, que utilice o desee utilizar un servicio con fines profesionales o de otro tipo; [...]]»

Directiva 2004/35/CE

8 Según el artículo 2, punto 13, de la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales (DO L 143, p. 56), con la rúbrica «Definiciones», se entiende por «servicios», a efectos de dicha Directiva, las funciones que desempeña un recurso natural en beneficio de otro recurso natural o del público.

Procedimiento administrativo previo y procedimiento ante el Tribunal de Justicia

9 En agosto de 2006 se presentó una denuncia ante la Comisión según la cual la República Federal de Alemania interpretaba la definición de los «servicios relacionados con el agua» prevista en el artículo 2, punto 38, de la Directiva 2000/60 de tal manera que dichos servicios se limitaran al abastecimiento de agua y a la recogida, a la depuración y a la eliminación de las aguas residuales, reduciendo de este modo el ámbito de aplicación del artículo 9 de dicha Directiva, relativo a la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua.

10 Se indica en la denuncia, concretamente, que los embalses, en particular para la producción de electricidad mediante energía hidráulica, la navegación y la protección contra las inundaciones, no constituyen, según dicha interpretación, servicios relacionados con el agua y, por lo tanto, no se toman en consideración para la aplicación del principio de recuperación de los costes con arreglo al artículo 9 y al anexo III, letra a), de dicha Directiva.

11 El 7 de noviembre de 2007 la Comisión remitió a la República Federal de Alemania un escrito de requerimiento en el que expuso que su normativa no era acorde con algunas disposiciones de la Directiva 2000/60 y que no aplicaba correctamente el concepto de «servicios relacionados con el agua». La Comisión consideró, en efecto, esencialmente, que, en interés de la protección de los recursos hídricos, los distintos usos del agua debían tener un precio. Señaló que de ello resulta la obligación de los Estados miembros de establecer una tarificación de los distintos usos del agua, aunque éstos no puedan considerarse prestaciones de servicios en el sentido clásico de la expresión. Así, por ejemplo, la mera navegación debería estar sometida a un canon.

12 La República Federal de Alemania respondió al escrito de requerimiento el 6 de marzo de 2008 y el 24 de septiembre de 2009.

13 El 30 de septiembre de 2010 la Comisión remitió un escrito de requerimiento complementario, al que respondió la República Federal de Alemania el 18 de noviembre de 2010. El 27 de julio de 2011 este Estado miembro hizo llegar a la Comisión el Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Reglamento relativo a la protección de las aguas superficiales), de 20 de julio de 2011, que transpone el artículo 5 de la Directiva 2000/60.

14 El 30 de septiembre de 2011 la Comisión remitió a la República Federal de Alemania un dictamen motivado.

15 Tras una doble prórroga del plazo la República Federal de Alemania respondió a dicho dictamen el 31 de enero de 2012. Posteriormente, en julio de 2012, informó a la Comisión de la transposición, en Derecho nacional, de los artículos 2, puntos 38 y 39, y 9 de la Directiva 2000/60.

16 Si bien se transpusieron así las disposiciones controvertidas, la Comisión estimó, no obstante, que subsistía el problema relativo a la interpretación discrepante de la definición de los «servicios relacionados con el agua» y, por lo tanto, a su juicio, la aplicación incompleta del artículo 9 de la Directiva 2000/60. En consecuencia, decidió interponer el presente recurso.

17 Mediante autos del Presidente del Tribunal de Justicia de los días 2, 5, 8, 11 y 15 de abril de 2013, respectivamente, se admitió la intervención de la República de Austria, el Reino de Suecia, la República de Finlandia, Hungría, el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte y el Reino de Dinamarca en apoyo de las pretensiones de la República Federal de Alemania.

Sobre el recurso

Sobre la admisibilidad

Alegaciones de las partes

18 La República Federal de Alemania sostiene que no procede admitir el recurso de la Comisión en la medida en que se limita a pedir al Tribunal de Justicia que aclare una cuestión meramente teórica sin justificar en qué se han incumplido concretamente las obligaciones que se derivan de los Tratados y de la Directiva 2000/60. Afirma que, al alegar que la República Federal de Alemania incumplió tales obligaciones por haber excluido determinados servicios de la aplicación del concepto de «servicios relacionados con el agua», la Comisión comete una imprecisión por cuanto no se refiere a un comportamiento concreto que debería modificarse.

19 Sostiene que la lista de los servicios que cita la Comisión en sus pretensiones, que se incardinan, a modo de ejemplos, en dicho concepto, no palían la referida imprecisión ya que, si el Tribunal de Justicia acogiera tales pretensiones, la República Federal de Alemania no podría saber si deben calificarse así otros servicios relacionados con el agua. Por lo demás, los aludidos ejemplos no se citaron en el dictamen motivado, cuya parte dispositiva, por lo tanto, era distinta del suplico del presente recurso.

20 La Comisión alega que su recurso es perfectamente claro en cuanto su objetivo consiste en que se declare que la República Federal de Alemania aplica con carácter acumulativo los elementos enumerados en el artículo 2, punto 38, de la Directiva 2000/60, por lo que quedan excluidos del ámbito de la definición dada por dicha disposición múltiples servicios relacionados con el agua. Considera que, en consecuencia, en el territorio del Estado miembro demandado las actividades citadas en el recurso quedan al margen, en la práctica, de la tarificación.

Apreciación del Tribunal de Justicia

21 Con carácter preliminar debe recordarse que en un recurso por incumplimiento la finalidad del procedimiento administrativo previo es dar al Estado miembro interesado la ocasión, por una parte, de cumplir sus obligaciones derivadas del Derecho de la Unión y, por otra, de formular adecuadamente las alegaciones que, en su defensa, estime pertinentes frente a las imputaciones de la Comisión. El procedimiento administrativo previo previsto en el artículo 258 TFUE delimita el objeto de un recurso interpuesto al amparo de dicho artículo. La regularidad de este procedimiento constituye una garantía esencial querida por el Tratado FUE no sólo para la protección de los derechos del Estado miembro de que se trate, sino también para garantizar que el eventual procedimiento contencioso tenga por objeto un litigio claramente definido (véase, en particular, la sentencia Comisión/Países Bajos, C-508/10, EU:C:2012:243, apartados 33 y 34).

22 En virtud de los artículos 21, párrafo primero, del Estatuto del Tribunal de Justicia de la Unión Europea y 120, letra c), del Reglamento de Procedimiento de éste, incumbe a la Comisión, en todo recurso interpuesto con arreglo al artículo 258 TFUE, indicar las imputaciones precisas sobre las que debe pronunciarse el Tribunal de Justicia así como, al menos en forma sumaria, los elementos fácticos y los fundamentos de Derecho sobre los que se basan dichas imputaciones. De ello se deduce que el recurso de la Comisión debe contener una exposición congruente y detallada de las razones que han llevado a la Comisión a la convicción de que el Estado miembro de que se trate ha incumplido alguna de las obligaciones que le incumben en virtud de los Tratados (véase, en particular, la sentencia Comisión/Países Bajos, EU:C:2012:243, apartados 35 y 36).

23 En el presente recurso es forzoso señalar que éste contiene una exposición congruente de los motivos que llevaron a la Comisión a considerar que la República Federal de Alemania había incumplido las obligaciones que le incumben en virtud de los artículos 2, punto 38, y 9 de la Directiva 2000/60. En efecto, tanto del procedimiento administrativo previo y, en particular,

del dictamen motivado remitido por la Comisión a dicho Estado miembro, como de la demanda que se ha presentado ante el Tribunal de Justicia se deriva que la Comisión sostiene esencialmente que, debido a la interpretación que hace dicho Estado miembro del concepto de «servicios relacionados con el agua», algunos de éstos se dejan indebidamente, en la práctica, fuera del ámbito de la obligación establecida por dicha Directiva de someterlos al principio de recuperación de los costes, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos.

24 Pues bien, el procedimiento por incumplimiento permite determinar el alcance exacto de las obligaciones de los Estados miembros en caso de discrepancias de interpretación (véase, en este sentido, la sentencia Comisión/España, C-196/07, EU:C:2008:146, apartado 28).

25 Por otra parte, debe señalarse que, sin perjuicio de la obligación de asumir la carga de la prueba que recae sobre ella en el marco del procedimiento previsto en el artículo 258 TFUE, nada se opone a que, debido a tal discrepancia de interpretación, la Comisión denuncie ante el Tribunal de Justicia un supuesto incumplimiento del Estado miembro de que se trate invocando las múltiples situaciones que, a su juicio, son contrarias al Derecho de la Unión, aun cuando no determine de manera exhaustiva todas las situaciones pertinentes (véase, por analogía, en particular la sentencia Comisión/Italia, C-135/05, EU:C:2007:250, apartados 20 a 22).

26 En el presente procedimiento, la interpretación que da el Estado miembro interesado de una disposición del Derecho de la Unión en un sentido que no es el considerado por la Comisión se refleja, en el territorio de ese Estado miembro, en una práctica administrativa cuya existencia no se niega, aun cuando no sea generalizada. Por lo tanto, la circunstancia de que la Comisión haya invocado únicamente en apoyo de su argumentación algunos ejemplos de esta práctica no produce el efecto de privar a su recurso de la precisión necesaria para la apreciación del objeto de ese recurso.

27 Al respecto, debe además señalarse que, si bien en el suplico de su demanda la Comisión cita, como ejemplos, algunas situaciones que, a su juicio, ilustran el incumplimiento reprochado a la República Federal de Alemania, mientras que tales ejemplos no figuraban en la parte dispositiva del dictamen motivado remitido a dicho Estado miembro, no puede considerarse que tal inclusión sea una ampliación del objeto de dicho recurso, el cual sigue limitándose a la declaración del incumplimiento de las obligaciones que se derivan de los artículos 2, punto 38, y 9, de la Directiva 2000/60.

28 Por consiguiente, procede admitir el recurso de la Comisión.

Sobre el fondo

Alegaciones de las partes

29 La Comisión sostiene que, debido a la interpretación en sentido restrictivo que da al concepto de «servicios relacionados con el agua» en el sentido del artículo 2, punto 38, de la Directiva 2000/60, la República Federal de Alemania no aplica correctamente el artículo 9 de dicha Directiva, cuyo ámbito de aplicación se refiere a la recuperación de los costes de tales servicios, la política de precios del agua y la aplicación del principio de que quien contamina paga a los usuarios de las aguas.

30 Contrariamente a lo que alega dicho Estado miembro, el concepto de «servicios relacionados con el agua» no abarca únicamente el abastecimiento de agua y la depuración de las aguas residuales. El propio texto del artículo 2, punto 38, de la Directiva 2000/60, su contexto y los objetivos que persigue la referida Directiva llevan a considerar que la definición de tales servicios engloba otras actividades como la navegación, la producción de electricidad mediante energía hidráulica y la protección contra las inundaciones.

31 Al referirse a la extracción, el embalse, el depósito, el tratamiento y la distribución, el artículo 2, punto 38, de la Directiva 2000/60 enumera diversas actividades de las cuales una debe ser predicable del servicio relacionado con el agua, sin que el recurso a las comas entre dichos términos y el uso de la conjunción «y» impliquen un significado distinto. Un servicio relacionado con el agua no exige que todas las actividades enumeradas en el artículo 2, punto 38, letras a) o b), de dicha Directiva se den de forma acumulativa.

32 La finalidad de ésta es garantizar una utilización eficaz de los recursos hidráulicos, asegurando una participación apropiada de los diversos usos del agua en la recuperación de los costes de los servicios relacionados con ese uso, habida cuenta del principio de que quien contamina paga. No se alcanzaría este objetivo si, como sostiene el Estado miembro demandado, las empresas que realizan la extracción de aguas al margen de las actividades de abastecimiento de agua o de depuración de las aguas residuales como, por ejemplo, en algunos Länder, las empresas de extracción minera al aire libre, no estuvieran obligadas a pagar los costes de tales extracciones.

33 Según la Comisión, la Directiva 2000/60 y la Directiva 2004/35 tienen la misma base jurídica y persiguen ambos objetivos consistentes en proteger el medio ambiente, lo cual, contrariamente a lo que sostiene la República Federal de Alemania, no permite interpretar de manera distinta el concepto de «Funktion» que figura en la versión en alemán de la Directiva citada en último lugar, y el de «Dienstleitung», que existe en la Directiva 2000/60, para deducir de ello que éste se refiere a una actividad humana. Además, en el Derecho del medio ambiente, los servicios no presuponen la participación de un ser humano, como se desprende del estudio de evaluación de los servicios ecosistémicos que lleva por título «Millennium Ecosystem Assessment», promovido por las Naciones Unidas en el año 2001 (CREDOC, Biotope, Asconit Consultants, 2009).

34 Para la Comisión, la interpretación en sentido amplio que aplica del concepto de «servicios relacionados con el agua» no hace que sea superflua la distinción que efectúa el artículo 2, punto 39, de la Directiva 2000/60 cuando recurre al concepto de uso del agua. Este último concepto engloba no sólo los servicios relacionados con el agua sino también, de manera más amplia, cualquier actividad que tenga repercusiones significativas en el estado del agua como, por ejemplo, la pesca deportiva, el baño o la navegación en aguas naturales que no hubieran podido ser embalsadas.

35 La Comisión sostiene que, en estas circunstancias, se incardinan en el concepto de servicios relacionados con el agua la extracción con fines de irrigación, que ejerce una presión importante en el estado de la masa hidráulica, la extracción con fines industriales, el autoabastecimiento, el embalsado para la explotación de la energía hidráulica, para la navegación y para la protección contra las inundaciones, así como el almacenamiento, la depuración y la distribución del agua. Ahora bien, resulta, en particular, que algunos Länder no aplican ningún canon de extracción o aplican amplias excepciones.

36 Para la República Federal de Alemania el recurso de la Comisión se basa en un planteamiento erróneo de la Directiva 2000/60 en su conjunto, en particular, del instrumento que estriba en la tarificación de los usos del agua que, aunque constituye un medio importante para incentivar más ahorro y prudencia en la gestión de los recursos hidráulicos, no es la única medida que prevé dicha Directiva para alcanzar tal objetivo. Pues bien, las interpretaciones de los artículos 2, punto 38, y 9 de la Directiva 2000/60 a las que recurre la Comisión son independientes del sistema de gestión de dicha Directiva, cuyo hilo conductor es la idea de que las exigencias de protección de las aguas en las cuencas hidrográficas deben ponderarse con los derechos legítimos a la utilización. La Comisión excluye, por lo tanto, el equilibrio existente entre los diferentes instrumentos de gestión que previó la aludida Directiva tanto por razones de subsidiariedad como por razones de eficacia.

37 La propia estructura del artículo 2, punto 38, letras a) y b), de la Directiva 2000/60 se basa, según la República Federal de Alemania, en un claro reparto entre las actividades de abastecimiento de agua y las de depuración de las aguas residuales, respectivamente. Las primeras actividades constituyen habitualmente las etapas necesarias para el abastecimiento de agua (adquisición, depuración, almacenamiento, conducción, distribución), y si las mismas se detallan en dicha disposición es porque debe precisarse que deben tenerse en cuenta todas las etapas referidas al calcular los costes.

38 A juicio de la República Federal de Alemania, el concepto de «servicios relacionados con el agua» no comprende las diversas actividades del abastecimiento de agua, sino este abastecimiento en su conjunto. Observa que el hecho de incluir dichas actividades en el aludido concepto equivale a ampliar de manera ilícita el ámbito de aplicación de éste. La referida definición no priva a la Directiva 2000/60 de su eficacia, la cual resulta de un equilibrio entre, por una parte, las exigencias en materia de protección del agua y, por otra, los usos legítimos del agua. No puede deducirse únicamente del hecho de que el artículo 9 de la Directiva 2000/60 mencione el principio de que quien contamina paga que el instrumento, que es la obligación de recuperar los costes, deba ampliarse a todos los usos y las intervenciones que deterioran las aguas, ya que se establecen concretamente otras medidas como las que figuran en el anexo VI, parte B, de dicha Directiva.

39 Para definir el concepto de «servicios», la República Federal de Alemania considera que procede aplicar la definición que figura en el artículo 57 TFUE y que exige una relación bilateral, que no se encuentra, por ejemplo, en el uso del agua para la navegación o en las medidas de protección contra las inundaciones, pero que está demostrada en las actividades de abastecimiento de agua y de depuración de las aguas residuales.

40 Señala que esta definición de los servicios no puede buscarse en la Directiva 2004/35, adoptada cuatro años después de la Directiva 2000/60 y que no contiene ninguna remisión a ésta sobre el particular, debiéndose además poner de relieve que se refiere a lo que se califica, en su versión en alemán, no como «Dienstleistung», sino como «Funktionen», que no supone actividad humana alguna. Tampoco puede buscarse, al respecto, en la utilización del concepto de «servicios ecosistémicos», que aparece mucho más tarde que la Directiva 2000/60.

41 Debe observarse además que la interpretación en sentido amplio que la Comisión defiende del concepto de «servicios relacionados con el agua» lleva a negar en la práctica la existencia de otros usos del agua como los previstos, con todo, en el artículo 2, punto 39, de la Directiva 2000/60. Los trabajos preparatorios del artículo 2, punto 38, de dicha Directiva, que permiten interpretar esta disposición, ponen de relieve, en particular, que la propia Comisión había sostenido que el principio de recuperación de los costes sólo debía aplicarse al abastecimiento de agua potable y a la depuración de las aguas residuales.

42 En sus escritos de intervención, el Reino de Dinamarca, Hungría, la República de Austria, la República de Finlandia, el Reino de Suecia y el Reino Unido han presentado observaciones en apoyo de las pretensiones de la República Federal de Alemania.

Apreciación del Tribunal de Justicia

43 Con carácter preliminar, debe recordarse que, según reiterada jurisprudencia, al interpretar una disposición del Derecho de la Unión debe tomarse en consideración no sólo su redacción y los objetivos que persigue, sino también su contexto y el conjunto de las disposiciones del Derecho de la Unión; la génesis de esa disposición puede igualmente ofrecer elementos pertinentes para su interpretación (véase, en particular, la sentencia Inuit Tapiriit Kanatami y otros/Parlamento y Consejo, C-583/11 P, EU:C:2013:625, apartado 50 y jurisprudencia citada).

44 En el presente asunto, del texto del artículo 9 de la Directiva 2000/60 se desprende que los Estados miembros deben tomar en consideración el principio de recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes para el medioambiente y los recursos, teniendo en cuenta el análisis económico efectuado de conformidad con el anexo III de dicha Directiva y con arreglo, en particular, al principio de que quien contamina paga. Estos Estados deben, concretamente, velar por que la política de precios del agua estimule a los usuarios a utilizar los recursos de manera eficaz y contribuyan así a la consecución de los objetivos medioambientales establecidos por la Directiva 2000/60. En cuanto al artículo 2, punto 38, de dicha Directiva, define como «servicios relacionados con el agua», todos los servicios en beneficio de los hogares, las instituciones públicas o cualquier actividad económica, consistentes en, por una parte, la extracción, el embalse, el depósito, el tratamiento y la distribución de aguas superficiales o subterráneas y, por otra, la recogida y depuración de aguas residuales, que vierten posteriormente en las aguas superficiales.

45 Dichas disposiciones, que no definen el concepto de «servicios», no bastan para determinar, en principio, si el legislador de la Unión pretendió someter al principio de recuperación de los costes, como sostiene esencialmente la Comisión, todo servicio relativo a cada una de las actividades citadas en el artículo 2, punto 38, letra a), de la Directiva 2000/60, además de las relacionadas con la depuración de las aguas residuales referidas en el punto 38, letra b), o únicamente, como sostiene la República Federal de Alemania, por una parte, los servicios relacionados con la actividad de abastecimiento de agua, exigiendo que se tengan en cuenta todas las etapas de esta actividad como se enumeran en dicho punto 38, letra a), y, por otra, los relativos a la actividad de depuración de las aguas residuales prevista en este mismo punto, letra b).

46 En consecuencia, debe analizarse en primer lugar el contexto y la estructura general de las disposiciones de que se trata para comprobar si, como sostiene esencialmente la Comisión, la tarificación de los costes se exige respecto a todas las actividades de extracción, embalse, almacenamiento, tratamiento y distribución de aguas superficiales y de aguas subterráneas.

47 En primer lugar, de los trabajos preparatorios de la Directiva 2000/60, tal como los ha resumido el Abogado General en los puntos 68 y 69 de sus conclusiones, se deduce que el legislador de la Unión pretendió, por una parte, encomendar a los Estados miembros la tarea de determinar, sobre la base de un análisis económico, las medidas que debían adoptarse para la aplicación del principio de recuperación de los costes y, por otra, promover la tarificación de tales costes sin ampliarla a todos los servicios relacionados con el agua por cuanto existían al respecto prácticas muy divergentes entre los Estados miembros, en particular, en lo tocante a los precios de los servicios de abastecimiento de agua y la depuración de las aguas residuales.

48 Además, al exigir, según su artículo 9, que los Estados miembros tengan en cuenta el principio de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua y que garanticen que la política de precios del agua proporcione incentivos para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos y, por tanto, contribuyan a los objetivos medioambientales establecidos por ella, la Directiva 2000/60, como tal, no impone una obligación generalizada de tarificación de todas las actividades relacionadas con el agua.

49 Por consiguiente, es necesario, en segundo lugar, apreciar el alcance de dichas disposiciones a la luz de los objetivos perseguidos por la Directiva 2000/60.

50 Al respecto, debe recordarse que la Directiva 2000/60 es una directiva marco adoptada sobre la base del artículo 175 CE, apartado 1 (actualmente 192 TFUE). Establece principios comunes y un marco global de actuación para la protección de las aguas y garantiza la coordinación, la integración y, a más largo plazo, el desarrollo de los principios generales y de las estructuras que permiten la protección y un uso ecológicamente viable de las aguas en la

Unión Europea. Los principios comunes y el marco global de actuación que instituye deben ser desarrollados con posterioridad por los Estados miembros, quienes deben adoptar una serie de medidas especiales de conformidad con los plazos previstos por la Directiva. Sin embargo, ésta no tiene como objetivo una armonización total de la normativa de los Estados miembros en el ámbito del agua (sentencia Comisión/Luxemburgo, C-32/05, EU:C:2006:749, apartado 41).

51 Como se desprende del considerando 19 de la Directiva 2000/60, ésta tiene por objeto mantener y mejorar el medio acuático en la Unión. Este objetivo se halla principalmente relacionado con la calidad de las aguas de que se trata. El control de la cantidad constituye un elemento complementario que garantiza una buena calidad del agua y, por consiguiente, deben tomarse igualmente medidas relativas a la cantidad, supeditadas al objetivo de una buena calidad.

52 Al apreciar que las condiciones y las necesidades que existen requieren soluciones específicas, el legislador de la Unión pretendió, como se deriva, en particular, del considerando 13 de la Directiva 2000/60, que esta diversidad de soluciones se tuviera en cuenta en la planificación y ejecución de las medidas destinadas a la protección y el uso sostenible del agua en el marco de una cuenca hidrográfica y que las decisiones se tomaran al nivel más próximo posible a los lugares donde el agua es usada o se halla degradada. En consecuencia, y sin perjuicio de la importancia de las políticas de precios del agua y del principio de que quien contamina paga, como reafirma dicha Directiva, debería darse prioridad a las acciones que son responsabilidad de los Estados miembros, elaborando programas de actuaciones adaptadas a las condiciones locales y regionales.

53 Así, como ha señalado el Abogado General, en particular en el punto 72 de sus conclusiones, la Directiva 2000/60 se basa esencialmente en los principios de un plan hidrológico de cuenca, de fijación de objetivos por masa de agua, de planificación y programación, de análisis económico de las modalidades de tarificación del agua, de consideración de los efectos sociales, medioambientales y económicos de la recuperación de los costes, y de las condiciones geográficas y climáticas de la región o de las regiones de que se trate.

54 Desde este prisma, el artículo 11 de la Directiva 2000/60 dispone que cada Estado miembro debe velar por que se elabore, para cada demarcación hidrográfica o para la parte de la demarcación hidrográfica situada en su territorio, un programa de medidas que tenga en cuenta los resultados de los análisis previstos en el artículo 5 de dicha Directiva con el fin de alcanzar los objetivos establecidos en su artículo 4. Según el apartado 3, letra b), de dicho artículo 11, las medidas relativas a la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el uso del agua, como prescribe el artículo 9 de la Directiva 2000/60, figuran entre las exigencias mínimas que debe englobar tal programa.

55 En consecuencia, resulta patente que las medidas relativas a la recuperación de los costes de los servicios relacionadas con el uso de las aguas constituyen uno de los instrumentos de que disponen los Estados miembros de gestión cualitativa del agua destinada a un uso racional del recurso.

56 Pues bien, aunque, como sostiene acertadamente la Comisión, las diferentes actividades enumeradas en el artículo 2, punto 38, de la Directiva 2000/60, como la extracción o el embalse, pueden producir efectos en el estado de las masas de agua y, por este motivo, pueden comprometer la consecución de los objetivos perseguidos por dicha Directiva, sin embargo, de ello no puede deducirse que, en todos los casos, la inexistencia de tarificación de tales actividades sea necesariamente nociva para la consecución de tales objetivos.

57 Al respecto, el artículo 9, apartado 4, de la Directiva 2000/60 prevé que los Estados miembros están autorizados, en determinadas circunstancias, a no aplicar la recuperación de los costes respecto a una actividad de uso del agua determinada, en la medida en que ello no cuestiona los objetivos que dicha Directiva pretende alcanzar ni compromete la consecución de aquéllos.

58 De ello se desprende que los objetivos perseguidos por la Directiva 2000/60 no implican necesariamente que lo dispuesto en el artículo 2, punto 38, letra a), de ésta deba interpretarse en el sentido de que somete todas las actividades que en él se citan al principio de recuperación de los costes, como sostiene esencialmente la Comisión.

59 En estas circunstancias, el hecho de que la República Federal de Alemania no someta algunas de dichas actividades al referido principio no permite, por sí solo, al margen de cualquier otra imputación, afirmar que dicho Estado miembro ha incumplido por ello las obligaciones establecidas en los artículos 2, punto 38, y 9 de la Directiva 2000/60.

60 Teniendo en cuenta todas las consideraciones que preceden, debe desestimarse el recurso de la Comisión.

Costas

61 En virtud del artículo 138, apartado 1, del Reglamento de Procedimiento del Tribunal de Justicia, la parte que pierda el proceso será condenada en costas, si así lo hubiera solicitado la otra parte. La República Federal de Alemania ha pedido que se condene en costas a la Comisión y, al haber sido desestimados los motivos formulados por ésta, procede condenarla en costas. Con arreglo al artículo 140, apartado 1, del mismo Reglamento, según el cual los Estados miembros que intervengan en el litigio cargarán con sus propias costas, procede resolver que el Reino de Dinamarca, Hungría, la República de Austria, la República de Finlandia, el Reino de Suecia y el Reino Unido carguen con sus propias costas.

En virtud de todo lo expuesto, el Tribunal de Justicia (Sala Segunda) decide:

- 1) **Desestimar el recurso.**
- 2) **Condenar en costas a la Comisión Europea.**
- 3) **El Reino de Dinamarca, Hungría, La República de Austria, la República de Finlandia, el Reino de Suecia y el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte cargarán con sus propias costas.**



Universidad
Politécnica
de Cartagena

Antecedentes y problemática de la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola

Informe preliminar promovido por el ***Sindicato
Central de Regantes del Acueducto
Tajo-Segura (SCRATS)***

Autores:

***Dr. Ing. Victoriano Martínez Álvarez
Dr. Ing. Bernardo Martín Górriz***



Universidad
Politécnica
de Cartagena

Sobre este informe

Este informe ha sido promovido por el Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura, que ha contratado su realización a la Universidad Politécnica de Cartagena con el fin de informarse del estado actual de conocimiento en lo relativo a los aspectos agronómicos a considerar en la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola, identificando los posibles problemas asociados a su utilización y obteniendo recomendaciones para evitarlos o minimizarlos en las comunidades de regantes que lo integran.

Como caso de estudio, se analiza la posible incidencia de estos problemas en las zonas regables abastecidas desde el embalse de La Pedrera, donde parece más probable la aportación progresiva de agua marina desalinizada, ya sea por el intercambio de derechos con otras comunidades de regantes del interior que adquieran dicho recurso o por la compra directa de los mismos.

El informe está redactado en español, aunque algunas tablas y figuras se mantienen en inglés por provenir de fuentes externas.

Sobre los autores

Los Drs. Victoriano Martínez Álvarez y Bernardo Martín Górriz forman parte del personal docente e investigador de la Universidad Politécnica de Cartagena.

D. Victoriano Martínez es Ingeniero Agrónomo por la Universidad Politécnica de Madrid, Doctor Ingeniero Agrónomo por la Universidad Politécnica de Madrid, y Master en Hidrología General y Aplicada por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Acapara 18 años de experiencia en investigación sobre la gestión del agua en la agricultura y el riego agrícola, habiendo participado en numerosos proyectos de ámbito europeo, nacional y regional.

D. Bernardo Martín es Ingeniero Agrónomo por la Universidad Politécnica de Valencia y Doctor Ingeniero Agrónomo por la Universidad Politécnica de Valencia. Acapara 23 años de experiencia en investigación sobre la mecanización y producción de cultivos hortícolas y leñosos, 10 de los cuales se han centrado la gestión del agua en la agricultura. Ha participado en numerosos proyectos de ámbito europeo, nacional y regional.



Listado de acrónimos utilizados

CE = Conductividad eléctrica del agua a 25°C.

CCPP = Potencial de precipitación de carbonato, CCPP

CSW (*Continental Surface Water*): Agua de origen superficial.

DBW (*Desalinated Brackish Water*): Agua salobre desalinizada por osmosis inversa y remineralizada.

DSW (*Desalinated Sea Water*): Agua marina desalinizada por osmosis inversa y remineralizada.

LSI: Índice de Langelier.

OI: Osmosis Inversa.

ROBW (*Reverse Osmosis Brackish Water*): Agua salobre osmotizada.

ROSW (*Reverse Osmosis Sea Water*): Agua marina osmotizada.

SAR (*Sodium Adsorption Ratio*): Relación de absorción de sodio.

SCRATS: Sindicato central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura.

	Página
Resumen Ejecutivo	1
1. Introducción	6
2. Objetivos, metodología y alcance del estudio	11
3. Experiencias previas de riego con agua desalinizada.....	14
3.1. Estudios con agua salobre y marina desalinizadas	15
España peninsular	15
Islas Canarias	17
Israel	18
Marruecos	20
EEUU	20
Australia.....	22
Arabia Saudí	22
Kuwait	23
3.2. Otros estudios relevantes para este trabajo.....	23
4. Problemática del agua desalinizada para riego agrícola.....	25
4.1. Efectos de la salinidad en la productividad	26
4.2. Carencias nutricionales y remineralización.....	28
4.3. Toxicidad específica a iones.....	33
4.4. Riesgo de sodificación de suelos.....	38
4.5. Acidez y problemas de corrosión.....	40
4.6. Gestión del agua en parcela	43
5. Caso estudio: descripción y calidad del agua	45
5.1. Singularidad de la gestión del agua en la zona de estudio	45
5.2. Calidad agronómica de las aguas consideradas.....	47
6. Caso de estudio: sensibilidad de los usuarios de Canal del Campo de Cartagena al uso de agua marina desalinizada	52
6.1. Escenarios de mezcla de aguas	52
Escenario 1.....	53
Escenario 2.....	54
6.2. Análisis de contenido de Ca²⁺ y Mg²⁺ en las mezclas	55
Escenario 1.....	55
Escenario 2.....	56
6.3. Análisis de iones fitotóxicos en las mezclas	57
Escenario 1.....	57
Escenario 2.....	58



6.4. Análisis del riesgo de sodificación del suelo	60
Escenario 1.....	60
Escenario 2.....	61
7. Propuesta de líneas de investigación en relación al riego agrícola con ROSW	62
7.1. Aspectos más relevantes para analizar a corto plazo.....	62
7.2. Aspectos más relevantes para analizar a medio-largo plazo	63
8. Síntesis y conclusiones.....	65
Referencias.....	69

RESUMEN EJECUTIVO

La incorporación de agua marina desalinizada a zonas regables del sureste español es la principal estrategia recogida en la planificación hídrica española con el fin de hacer frente al déficit estructural de agua, que persiste en esta zona desde hace varias décadas.

La revisión a escala global de las principales experiencias de riego agrícola con agua desalinizada pone de manifiesto que en numerosos países con clima árido o semiárido, y que además disponen de una agricultura altamente tecnificada, la desalinización de aguas salobres representa una fuente de agua suplementaria desde hace varias décadas. Sin embargo, a pesar de que hay países donde se está considerando la posibilidad de aplicar agua marina desalinizada al riego agrícola en un futuro próximo, tras la revisión de las bases de datos internacionales más relevantes sólo se han encontrado referencias de su utilización en España e Israel. En España las referencias existentes son: (1) las Islas Canarias, donde hay una prolongada experiencia cuyas conclusiones no son extrapolables al sureste español dada su gran singularidad agroambiental y en el manejo de los cultivos, y (2) recientes suministros desde plantas desalinizadoras del sureste, que generalmente se han mezclado de forma minoritaria con otros recursos continentales y han carecido de seguimiento científico. La experiencia israelí, que se ha desarrollado durante la última década, se caracteriza por un adecuado seguimiento científico y por su semejanza agronómica con el sureste español, motivo por el que sus resultados y conclusiones representan una fuente de información fundamental para abordar con éxito la incorporación de agua marina desalinizada al riego agrícola.

La principal ventaja de la desalinización de agua marina es su condición de recurso hídrico inagotable y no sujeto a variaciones climáticas, por lo que estratégicamente resulta idóneo para aumentar de forma sistemática la disponibilidad de recursos hídricos para riego agrícola en zonas deficitarias como el sureste español. Como principal inconveniente persiste el elevado consumo energético asociado a su producción, que cuadruplica el del trasvase Tajo-Segura, generando un coste del agua producto muy elevado y un nivel de emisiones de gases de efecto invernadero poco compatible con las políticas demandadas para el control del cambio climático. El coste total de producción en las desalinizadoras de agua marina de la cuenca del Segura oscila entre 0,60 y 0,69 € m⁻³, mientras que el valor marginal neto del agua de riego en las zonas regables de la costa se sitúa entre 0,51 y 1,05 € m⁻³. Estos datos ponen de manifiesto que, con los costes actuales, no se puede generalizar la idea de suplir la actual carencia de recursos hídricos para riego del sureste español con agua marina desalinizada. Solamente los cultivos más tecnificados y con mayores márgenes económicos pueden soportar los costes del agua desalinizada, pero a costa de una notable pérdida de rentabilidad en comparación con la situación actual. En este sentido también se manifestaron los expertos convocados por la FAO en 2004, donde se concluyó que la aplicación de técnicas de desalinización al riego agrícola es, en



general, poco efectiva económicamente, limitándose su utilización a casos concretos de cultivos con alto valor añadido y subvenciones gubernamentales.

La osmosis inversa se ha generalizado como la tecnología de referencia para la desalinización de agua marina, ya que presenta consumos energéticos y costes de producción reducidos en comparación con el resto de tecnologías aplicables a gran escala. El agua resultante de esta técnica (**agua marina osmotizada**) se caracteriza por su escasa mineralización e importantes desequilibrios en su composición, por lo que no es apta para ningún tipo de suministro (doméstico, agrario o industrial). Para adecuar las características del agua marina osmotizada a los requerimientos de los distintos usos debe someterse a postratamientos de remineralización en la propia planta desalinizadora, o mezclarse con otras aguas que corrijan sus desequilibrios. Los postratamientos aplicados actualmente se han diseñado con el fin de adecuar las características del agua resultante (**agua marina desalinizada**) a los requerimientos de calidad para consumo humano, recogidos en el RD 140/2003. Sin embargo, estos requerimientos no son los más adecuados para la agricultura, por lo que el uso de agua marina desalinizada conforme a los criterios de calidad del RD 140/2003 en el riego agrícola puede derivar en problemas agronómicos que afecten tanto a la productividad de los cultivos como a la calidad de las cosechas.

Estos problemas agronómicos ya se han puesto de manifiesto en Israel, donde las primeras experiencias de sustitución de agua de origen continental por agua marina desalinizada proveniente de las plantas de Ashkelon y Palmachim no están siendo satisfactorias. En estas experiencias se han detectado problemas agronómicos que afectan a la productividad de los cultivos, a los costes de fertirrigación y a la conservación de los suelos agrícolas, aspectos que pueden comprometer su viabilidad económica en el corto plazo y su sostenibilidad ambiental en el medio-largo plazo.

Es muy frecuente que la baja salinidad del agua marina desalinizada se interprete desde un punto de vista agronómico como un excelente indicador de su calidad, pero esta baja salinidad también es el origen de los principales inconvenientes de su aplicación al riego agrícola. La revisión de antecedentes que recoge este trabajo pone de manifiesto que, al margen las consideraciones económicas, hay aspectos de notable relevancia agronómica que deben ser considerados a la hora de plantear el uso de agua marina desalinizada para riego agrícola. Los principales aspectos a considerar son:

- Carencias y desequilibrios nutricionales en su composición, que limitan el desarrollo de los cultivos. El agua marina osmotizada se caracteriza por unos contenidos mínimos de calcio, magnesio y sulfato, nutrientes básicos para el desarrollo de los cultivos y cuya concentración en las aguas continentales es generalmente suficiente para no tener que considerar su aporte mediante fertirrigación. Los postratamientos de remineralización en planta consiguen elevar el contenido de calcio y sulfato, pero sólo hasta los niveles recogidos en el RD 140/2003, niveles que generalmente resultan insuficientes para el riego agrícola. Por este motivo el agricultor se verá obligado a incrementar el

contenido de calcio y sulfato mediante fertirrigación, además de aportar la práctica totalidad del magnesio requerido por los cultivos, asumiendo los correspondientes costes de fertilizantes y de adaptación de sus cabezales de riego. Además, dado que la salinidad del agua marina se debe principalmente a la presencia de cloruro sódico, la concentración remanente de iones cloro y sodio en el agua marina desalinizada es muy elevada en relación a las aguas continentales aptas para riego, pudiendo llegar a ocasionar fitotoxicidad en cultivos sensibles. La relación de adsorción de sodio (SAR) es un indicador que evalúa el equilibrio en la composición del agua de riego, que debe mantenerse dentro de los límites recomendados en riego agrícola (Tabla 9) para garantizar la adecuada estructura del suelo agrícola a medio y largo plazo.

- Elevada concentración de boro, que puede producir problemas de fitotoxicidad en varios cultivos característicos de la Cuenca del Segura. Las membranas de osmosis inversa se caracterizan por tener una eficiencia de separación del boro inferior a la del resto de elementos, por lo que el agua marina osmotizada mediante una sola etapa presenta concentraciones que resultan tóxicas para los cultivos sensibles. La adecuación de la concentración de boro a los requerimientos del RD 140/2003 (1 mg L^{-1}) es insuficiente para el riego agrícola, por lo que deben planificarse postratamientos específicos o una segunda etapa de osmosis inversa para reducir su concentración hasta $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, valor de referencia que garantiza la ausencia de toxicidad en los cultivos.
- Elevada acidez y poder corrosivo como consecuencia de su escasa mineralización. El agua marina osmotizada tiene una alta agresividad química que puede dar lugar a corrosión interna en las tuberías y en los elementos de regulación y control, así como a la disociación de los materiales cuyo aglomerante es el cemento (tuberías de fibrocemento y conducciones de hormigón). Además, los sistemas de distribución de agua de riego del sureste español generalmente presentan importantes incrustaciones de calcita como consecuencia de la dureza de las aguas continentales disponibles, incrustaciones que podrían movilizarse dado que el agua osmotizada presenta un potencial de precipitación de carbonatos negativos, obturando los sistemas de distribución y aplicación de agua de riego. Por estos motivos los postratamientos de remineralización deben garantizar un equilibrio químico en el agua marina desalinizada, lo que generalmente requiere una remineralización más intensa que la exigida para consumo humano (RD 140/2003). En este sentido, la Tabla 10 recoge las recomendaciones de varios estudios científicos.
- La calidad del agua marina desalinizada en los suministros para riego no está regulada, por lo que no existen garantías sobre la composición del agua suministrada y su homogeneidad a lo largo del tiempo. El agua marina desalinizada presenta continuas variaciones en su composición como consecuencia de que (1) el envejecimiento de las membranas de osmosis inversa lleva asociado una disminución de su eficiencia de separación; y (2) la



eficiencia de los postratamientos también es variable. Por tanto, la incorporación de agua marina desalinizada al riego agrícola puede conllevar un importante aumento de la capacidad de control y gestión del agua tanto en las comunidades de regantes como en las explotaciones agrícolas. Los agricultores deben adaptar sus sistemas de control y fertirrigación para hacer frente a un agua de riego con mineralización deficiente y composición variable. Para ello pueden ser necesarias inversiones significativas en balsas de mezcla y regulación en parcela, sistemas de monitorización de la calidad del agua o sistemas de inyección de fertilizantes de rápida respuesta. En Israel el coste de esta adaptación se ha estimado en 10.000 \$ por cabezal de riego.

Todos los problemas agronómicos y de gestión relacionados con la aplicación del uso de agua marina desalinizada al riego agrícola se pueden resolver mediante una correcta regulación de este tipo de suministros, que normalice la calidad a conseguir con los postratamientos de remineralización, y que permita la optimización de su gestión conjunta con la de otros recursos hídricos disponibles en cada zona regable. Para este complejo objetivo se propone la constitución de un comité multidisciplinar que aborde esta cuestión para la singularidad del regadío español, de forma similar a como ya se ha hecho en Israel (Tabla 3; Yermiyahu *et al.*, 2007). El cumplimiento de dicha regulación minimizaría los riesgos de carencias nutricionales y fitotoxicidad; los posibles efectos perjudiciales sobre instalaciones de distribución y de riego; y las necesidades de adaptación de los agricultores y comunidades de regantes.

La necesaria adecuación del agua marina osmotizada a los requerimientos del riego agrícola se puede plantear de tres formas: con postratamientos de remineralización en las plantas desalinizadoras, con la reprogramación de la fertirrigación en parcela, y mediante mezcla con aguas continentales. Varios autores concluyen que si el agua desalinizada se destina a uso agrícola, la mezcla con otras aguas continentales es la estrategia más económica e interesante en la mayoría de los casos. Cuando la mezcla con aguas continentales no es posible, la incorporación de nutrientes en la planta desalinizadora es económica y ambientalmente más ventajosa, implicando además que el desempeño y coste de estos procesos los asume el productor/suministrador del agua desalinizada en lugar del agricultor.

Este trabajo incluye un caso de estudio preliminar de especial interés para el SCRATS, ya que se corresponde a un escenario que se está produciendo en la actualidad como consecuencia de la adquisición de agua desalinizada por parte de comunidades de regantes del interior de la Cuenca del Segura, y la consiguiente solicitud de su intercambio por derechos del trasvase Tajo-Segura correspondientes a los usuarios del Canal del Campo de Cartagena. Se han analizado los posibles efectos agronómicos de la incorporación tanto de **agua marina osmotizada** como de **agua marina desalinizada** (es decir, osmotizada y remineralizada) al embalse de La Pedrera, así como su mitigación mediante la mezcla en distintas proporciones con el agua continental suministrada habitualmente a dicho embalse mediante las infraestructuras del postrasvase.

Los resultados preliminares ponen de manifiesto que el factor más limitante para la incorporación de agua marina desalinizada al embalse de La Pedrera es la concentración de boro del agua desalinizada. Atendiendo a este criterio, la máxima proporción de agua desalinizada en la mezcla de La Pedrera para cumplir con las recomendaciones de Yermiyahu *et al.* (2007) sería de un 20% si se suministra agua osmotizada con un contenido de 1 mg L^{-1} de boro, o de un 40% si se suministra agua desalinizada con la concentración de boro obtenida en los análisis de agua producto de la planta de Torrevieja ($0,56 \text{ mg L}^{-1}$).

El análisis de los resultados indica que resulta muy recomendable mantener los niveles de boro del agua de la planta de Torrevieja por debajo de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$, ya que si se garantiza esta concentración el porcentaje de mezcla se podría elevar hasta el 50%, manteniendo el cumplimiento del resto de requerimientos agronómicos planteados en este estudio. Por tanto, manteniendo el nivel de boro por debajo de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ en la planta de Torrevieja, el agua resultante de la mezcla al 50% presenta buena calidad para el riego agrícola, menor salinidad que el agua habitualmente disponible en La Pedrera, y una composición que satisface todos los requerimientos agronómicos planteados en este estudio.

En base a estos resultados preliminares se recomienda que, si se pretende consolidar un aporte regular de agua marina desalinizada con las condiciones de calidad actuales en la planta de Torrevieja, no se supere el porcentaje del 40% en la mezcla, porcentaje que se podría elevar al 50% si se rectifica la concentración de boro en la planta de Torrevieja hasta valores por debajo de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$. Por tanto, debe garantizarse que al menos el 60% del volumen de agua de riego en el embalse de La Pedrera siga siendo suministrado mediante las infraestructuras del postravase Tajo-Segura, porcentaje que se podría reducir al 50% si se rectifica la concentración de boro en la planta de Torrevieja hasta valores por debajo de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$.

En línea con este estudio preliminar, se propone un análisis pormenorizado mediante la monitorización y modelización a lo largo del tiempo de la calidad del agua en el sistema de suministro del Canal del Campo de Cartagena, considerando distintos escenarios de aportaciones al embalse de La Pedrera desde el trasvase Tajo-Segura y desde la planta desalinizadora de Torrevieja. De esta forma se podrán optimizar las proporciones de mezcla que den lugar a un suministro satisfactorio tanto en calidad como en homogeneidad de las características físico-químicas del agua de riego a lo largo del tiempo.

1. Introducción

La agricultura es el mayor consumidor de recursos hídricos a escala global. La importancia relativa de la demanda de agua por parte de la agricultura de regadío es especialmente relevante en países o regiones de clima árido o semiárido, donde la agricultura debe desarrollarse en un escenario de creciente escasez de agua, como ocurre en Israel, España, Grecia, Australia, países de Oriente Medio y del norte de África.

En la actualidad, la demanda de agua para regadío representa aproximadamente el 80% de los recursos hídricos disponibles en algunos países del sur de Europa, llegando hasta el 90% en determinadas cuencas hidrográficas (EEA, 2010). Concretamente, en el sureste español (Cuenca del Segura), la demanda de agua para riego agrícola alcanza el 87% de los recursos hídricos disponibles. Además, se da la circunstancia de que dichos recursos son sensiblemente inferiores al conjunto de demandas existentes, produciéndose un déficit estructural de agua permanente (CHS, 2014). Este déficit repercute básicamente sobre la agricultura, por tratarse del sector con mayor demanda y al que generalmente se dirigen las restricciones.

Asumiendo el interés socioeconómico y estratégico de mantener la importancia de la agricultura de regadío, el problema de escasez de agua para riego puede abordarse desde distintas perspectivas (Clayton, 2011):

- El incremento de la eficiencia en la distribución y aplicación del agua de riego.
- El aprovechamiento mediante la reutilización de agua procedente de usos domésticos e industriales.
- La transferencia de recursos desde zonas excedentarias a zonas deficitarias.
- El desarrollo y aplicación de nuevas soluciones tecnológicas que permitan incrementar los recursos disponibles.

Sin embargo, en el sureste español ya se están aplicando todas estas medidas. El Plan Nacional de Regadíos Horizonte 2008 (MAPA, 1998) y el Plan de Choque para la Mejora y Consolidación de Regadíos (MAGRAMA, 2006) han permitido que los regadíos españoles alcancen una eficiencia en la distribución y aplicación del agua muy elevada, que resulta difícilmente mejorable desde un punto de vista técnico (Soto-García *et al.*, 2014). La mayor parte de las aguas residuales urbanas ya se regeneran e incorporan al riego agrícola, estando previsto a corto plazo la incorporación de la totalidad de estos recursos (CHS, 2014). También existen dos importantes trasvases que aportan recursos externos (Tajo-Segura y Negatín-Almanzora), que vienen paliando la escasez de recursos hídricos en las últimas décadas. Adicionalmente se planteó y planificó un nuevo trasvase (Ebro-Cuencas Mediterráneas) que por distintas razones no se llegó a ejecutar, y sobre el que tampoco hay actualmente nuevas expectativas. Finalmente también se ha ido incorporando en las últimas décadas, en la medida en que lo permiten los ya sobreexplotados recursos subterráneos, agua salobre desalinizada con el fin de incrementar los recursos disponibles para riego.

A pesar de todos estos esfuerzos el problema de escasez de recursos hídricos persiste en el sureste español. Es más, el déficit hídrico actual probablemente aumentará a medio plazo como consecuencia de las previsiones de una disminución en los recursos hídricos convencionales como consecuencia del cambio climático (Moreno, 2005; CEDEX, 2011). Ante estas perspectivas, la búsqueda de una nueva fuente de recursos hídricos fiable e independiente de la variabilidad climática es un objetivo prioritario para mantener la agricultura de regadío en una región donde los recursos hídricos convencionales ya se encuentran comprometidos. Por tanto, siguen siendo necesarias nuevas soluciones tecnológicas que permitan incrementar los recursos disponibles en el sureste español, entre las cuales la desalinización de agua marina constituye actualmente la principal estrategia recogida en la planificación hídrica española.

La desalinización de agua salobre o marina es una fuente de agua de creciente importancia para el suministro de agua potable en el mundo (Duranceau *et al.*, 2011). Son muchos los países (Israel, España, Malta, Australia, estados sureños de EEUU, países de Oriente Medio, países del norte de África, etc.) que han hecho uso de distintas tecnologías de desalinización para garantizar el suministro doméstico de agua a sus poblaciones. Así, el mercado del agua marina desalinizada se ha ido extendiendo en los últimos años, de forma paralela a como se ha ido produciendo la moderación de los costes de desalinización. Actualmente la capacidad de desalinización a escala mundial supera los $100 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$, y se espera que se doble para el año 2025 (Lew *et al.*, 2009; IDA, 2013).

La técnica de Osmosis Inversa (OI) se ha generalizado como la tecnología de referencia para la desalinización de agua marina, ya que presenta consumos energéticos y costes de producción reducidos en comparación al resto de tecnologías aplicables a gran escala (Shaffer *et al.*, 2012). La proliferación de los suministros urbanos con agua marina desalinizada y la repercusión de los procesos de postratamiento en la calidad del agua obtenida ha motivado el desarrollo de normativas nacionales e internacionales, cuya finalidad es garantizar el adecuado contenido mineral de las aguas desalinizadas para el consumo doméstico (WHO, 2005; Duranceau *et al.*, 2011). En este sentido, en España está vigente el Real Decreto 140/2003, de 7 febrero de 2003, por el que se aprueban los criterios sanitarios de la calidad del agua para consumo humano, con independencia de cuál sea su origen.

A pesar de las ventajas competitivas de la OI frente a otras técnicas de desalinización, todavía implica unos consumos energéticos muy elevados (en torno a 4 kWh m^{-3} para agua marina) en comparación con otras fuentes alternativas como el trasvase Tajo-Segura ($1,2 \text{ kWh m}^{-3}$; Melgarejo y Montano, 2011), por lo que su aplicación al riego agrícola es poco competitiva. Este mayor consumo energético también implica unas tasas muy elevadas de emisiones de gases de efecto invernadero, que dificultan notablemente la consecución de objetivos en relación a la lucha contra el cambio climático (Martin-Gorriz *et al.*, 2014). La Fig. 1 (Shaffer *et al.*, 2012) sintetiza

esquemáticamente los principales procesos en las plantas desalinizadoras de OI para riego, así como el nivel actual de consumo energético en cada uno de ellos.

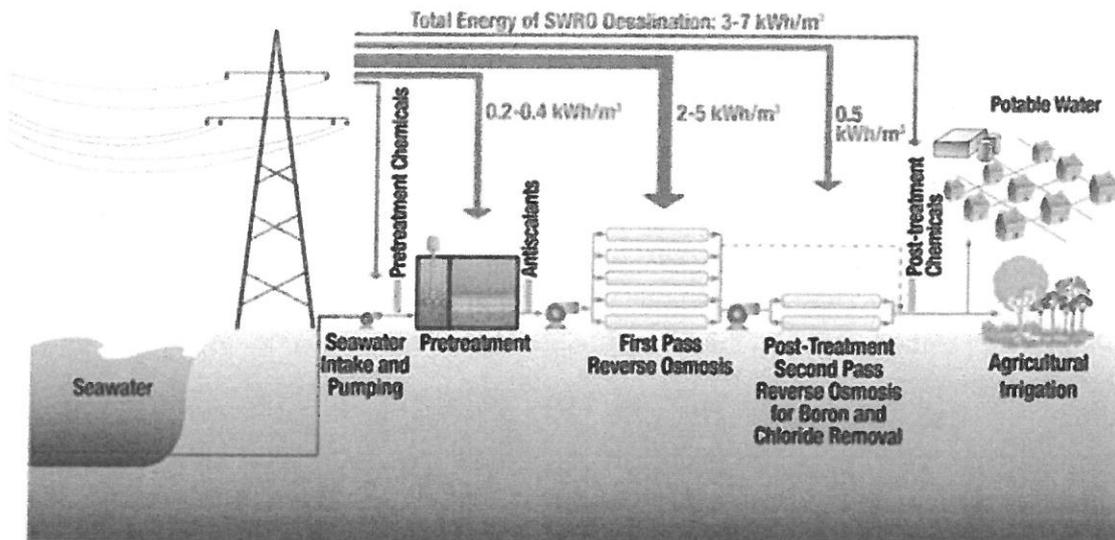


Figura 1. Energía específica consumida (kWh m^{-3}) en una instalación de desalinización de agua marina con doble paso, con el fin de suministrar agua adecuada para riego agrícola. Los rangos dependen de la calidad del agua suministrada, tamaño de la planta, uso de elementos recuperadores de energía y otros factores. Fuente: Shaffer et al. (2012).

El elevado consumo energético de los procesos de desalinización de agua marina deriva en unos costes de producción que actualmente sólo son asumibles en los cultivos de mayor valor añadido. La FAO (Martinez-Beltran y Koo-Osyhima, 2006) indica que sólo los cultivos intensivos, de alta tecnificación y elevada rentabilidad, pueden soportar el incremento de coste del agua desalinizada con disminuciones en su rentabilidad económica asumibles, mencionando específicamente los cultivos hortícolas en invernadero o los cultivos de flores en el área mediterránea española. En este sentido, actualmente el coste total del agua marina desalinizada en las plantas de la Cuenca del Segura oscila entre $0,60$ y $0,69 \text{ € m}^{-3}$ (Lapuente, 2012), mientras que el valor marginal del agua de riego en la Cuenca del Segura y el Campo de Cartagena es de $0,59 \text{ € m}^{-3}$ y $0,64 \text{ € m}^{-3}$ respectivamente (Calatrava y Martinez-Granados, 2012). Estas cifras manifiestan claramente que el coste total de desalinización del agua marina es prácticamente equivalente al valor medio del margen neto por m^3 en la cuenca, por lo que su uso agrícola actualmente no resulta económicamente viable para la mayoría de los cultivos. Si nos centramos en las zonas regables de la costa, el valor marginal del agua de riego en la se sitúa entre $0,51$ y $1,05 \text{ € m}^{-3}$. Los cultivos con mayores márgenes económicos podrían soportar los costes del agua desalinizada, pero con un notable pérdida de rentabilidad en comparación con la situación actual, ya que el agua suministrada a través del trasvase Tajo-Segura tiene un coste que es entre 6 y 7 veces inferior al agua marina desalinizada ($0,0984 \text{ € m}^{-3}$, Resolución de 18 de noviembre de 2013, de la Dirección General del Agua, BOE nº 285, 28 de noviembre de 2013).

Un segundo inconveniente de la desalinización a gran escala es la gestión de los importantes volúmenes de salmuera generados y sus posibles impactos ambientales. Los cambios de temperatura y salinidad asociados a los vertidos de salmuera al mar alteran los ecosistemas marinos afectados. La distribución de los vertidos de salmuera es difícilmente predecible, dado que está relacionada con la su temperatura, salinidad y las corrientes marinas, por lo que el alcance de estos impactos es difícil de predecir y valorar. La presencia de praderas de *posidonia* en el litoral mediterráneo, considerados refugios de biodiversidad, hace que esta cuestión adquiera especial relevancia (Lattemann y Höpner, 2003; Palomar y Losada, 2010)

A pesar de estas dificultades económicas, la desalinización de agua marina comienza a vislumbrarse como una alternativa viable para el riego de cultivos de alto valor económico en zonas áridas y semiáridas (Meerganz von Medeazza, 2004; Yermiyahu *et al.*, 2007; Lahav *et al.*, 2010), donde además puede ayudar a resolver los frecuentes impactos sobre el medio ambiente que el riego continuado con agua de baja calidad agrícola está produciendo (Ben-Gal *et al.*, 2009). A escala global, se estima que actualmente sólo el 2% del agua marina desalinizada es utilizada en riego agrícola (IDA, 2013; Martínez-Beltrán y Koo-Oshima, 2006).

En el sureste español está previsto un notable auge de la desalinización de agua marina para riego agrícola en las próximas décadas, ya que es una región donde concurren las siguientes circunstancias favorables:

- La disponibilidad de un importante número de plantas desalinizadoras construidas en el marco del Programa Agua, muchas de las cuales ya se planificaron con la finalidad de suministrar agua para riego agrícola.
- La dotación de estas plantas con las tecnologías de OI más actuales y eficientes, lo que puede resultar en unos precios del agua que, aunque sigan siendo muy superiores a los de las otras fuentes, sean asumibles por los cultivos más rentables y tecnificados.
- La alta rentabilidad económica de determinados cultivos presentes en la zona.
- La creciente necesidad de aportar nuevos recursos hídricos que ayuden a paliar el déficit estructural de agua.

Todas estas circunstancias han dado lugar a que ya exista una oferta de agua marina desalinizada para riego agrícola.

Son numerosas las referencias que describen el empleo de agua salobre desalinizada en el riego agrícola, así el 22% del agua desalinizada en España se emplea con este fin (Zarzo *et al.*, 2013). Sin embargo, la experiencia en la aplicación de agua marina desalinizada para riego agrícola es prácticamente inexistente, motivo por el que se plantean numerosos interrogantes tanto sobre los problemas inmediatos, como sobre la sostenibilidad a medio y largo plazo que este nuevo uso puede llevar asociados.

Otro problema importante es la carencia de infraestructuras hidráulicas que permitan transportar el agua desalinizada desde la costa hasta las zonas regables del interior,



dado que la distribución de los recursos hídricos convencionales siempre se ha producido desde los grandes embalses de cabecera hacia las zonas regables, aprovechando los gradientes geométricos para el transporte por gravedad. Por este motivo, si las comunidades de regantes del interior desean adquirir agua marina desalinizada, generalmente la única opción posible es un intercambio de derechos con otras comunidades de regantes próximas a las plantas desalinizadoras. Según este planteamiento, el usuario final del agua marina desalinizada puede ser distinto al que la ha adquirido, y sin embargo verse obligado a asumir los posibles problemas y consecuencias que se deriven del uso agrícola de un agua distinta a la que habitualmente se le suministra. Para que estos intercambios sean posibles y no deriven en perjuicios a terceros, debería despejarse cualquier incertidumbre asociada al empleo agrícola del agua marina desalinizada.

Por tanto, manteniendo al margen las consideraciones legales o económicas, hay aspectos de notable relevancia agronómica que deben ser considerados a la hora de plantear el uso de agua marina desalinizada en la agricultura, y que aún no han sido convenientemente estudiados dado lo incipiente de este aprovechamiento. En general, debido a su baja salinidad, se supone que el agua de mar desalinizada es un agua de buena calidad para riego agrícola, aunque las primeras experiencias con un adecuado seguimiento científico no están siendo plenamente satisfactorias (Avni *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo es revisar el estado actual de conocimiento en lo relativo a los aspectos agronómicos de la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola, identificando los problemas asociados a su utilización y manejo, así como las consideraciones a tener en cuenta para poder evitarlos. Además, como caso de estudio, se analiza la posible incidencia de estos problemas sobre los usuarios del Canal del Campo de Cartagena, donde parece más probable la aportación progresiva de agua marina desalinizada, ya sea por el intercambio de derechos con otras comunidades de regantes del interior o por la compra directa de los mismos.

2. Objetivos, metodología y alcance del estudio

El Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura (SCRATS) ha contratado este estudio con el fin de informarse del estado actual de conocimiento en lo relativo a los aspectos agronómicos a considerar en la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola, identificando los posibles problemas asociados a su utilización y obteniendo recomendaciones para evitarlos o minimizarlos en la zona de estudio. Para alcanzar este objetivo general se ha estructurado el estudio en los siguientes objetivos específicos:

- Conocer, a escala internacional, las experiencias previas de riego agrícola con agua desalinizada.
- Conocer, en base a las experiencias previas, la problemática asociada al uso de agua marina desalinizada para riego agrícola.
- Conocer la sensibilidad de las zonas regables del Campo de Cartagena a los problemas o inconvenientes identificados en otras experiencias previas de riego agrícola con agua marina desalinizada.
- Proponer estudios específicos y ensayos experimentales para analizar aquellos aspectos relativos al riego agrícola con agua marina desalinizada que, en función de las conclusiones derivadas de este estudio, resulten de mayor interés para los miembros del SCRATS.
- Proporcionar un resumen ejecutivo del estudio, que de forma resumida y sencilla recoja los aspectos más importantes a tener en cuenta a la hora de considerar la utilización de agua marina desalinizada para riego agrícola.

La metodología aplicada para alcanzar los dos primeros objetivos ha consistido en una exhaustiva revisión bibliográfica y estudio de casos anteriores de riego con agua desalinizada a nivel internacional. Dada la escasez de referencias relativas al uso de agua marina desalinizada en la agricultura, también se han considerado aquellos documentos relativos al uso de agua salobre desalinizada que plantean cuestiones de interés para este estudio.

Para el estudio de la sensibilidad de las zonas regables del Campo de Cartagena se han empleado fuentes de datos secundarias sobre calidad de las aguas. Se ha intentado obtener datos directos de la calidad del agua suministrada por las plantas desalinizadoras ubicadas en la zona de estudio, pero no se ha obtenido respuesta por parte de las empresas propietarias. Se ha analizado la problemática de los usuarios del Canal del Campo de Cartagena en función de las características de su sistema de suministro y distribución, compuesto por el embalse de La Pedrera, el Canal Principal, las redes de distribución a los distintos sectores de riego y los elementos de regulación y control. Se han planteado distintos escenarios de gestión, que implican la mezcla del agua marina desalinizada con otras fuentes disponibles, especialmente con el agua almacenada en el embalse de La Pedrera, que es suministrada mediante las infraestructuras del postrasvase Tajo-Segura. En los distintos escenarios de mezcla de agua, se ha realizado una modelización predictiva de la calidad resultante, tomando



como información de partida la base de datos hidroquímica de las fuentes de agua disponibles. La modelización se ha realizado con el programa PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 2013) desarrollado por el *United States Geological Survey*.

Con el fin de ajustar el contenido del estudio a los principales intereses del SCRATS, y de esta forma evitar una extensa revisión sobre distintos aspectos de la desalinización de agua que ya están disponibles en numerosas publicaciones, se limita su alcance a los siguientes aspectos:

- El estudio se refiere exclusivamente a agua desalinizada mediante la tecnología de osmosis inversa (OI), ya que en España y en la zona de estudio el agua marina desalinizada procede en su totalidad de plantas dotadas con dicha tecnología.
- El estudio se centra en la desalinización de agua marina, aunque se hace referencia a la desalinización de agua salobre en numerosas ocasiones, dado que la experiencia de su aplicación al riego agrícola es mucho mayor que con el agua marina.
- No se incide en aspectos tecnológicos relacionados con técnicas de desalinización ni de los posibles postratamientos, ya que hay abundante bibliografía y revisiones al respecto (Fritzmán *et al.*, 2007; Hernández-Suárez, 2010; Birnhack *et al.*, 2011; Hilal *et al.*, 2011; Cánovas, 2013).
- No se incide en aspectos relacionados con el coste económico, ni con el consumo energético en los procesos de desalinización por OI, que según se ha comentado en la introducción representan actualmente la principal limitación para la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola (Lapuente, 2012; Shaffer *et al.*, 2012; Cánovas, 2013).

Para una correcta comprensión e interpretación de este estudio se hace necesario definir con claridad el tipo de agua al que nos referimos en cada momento. Con este fin, se hace uso de las siguientes abreviaturas a partir de este punto del trabajo, que también se recogen en el listado de acrónimos del documento, y que son las habitualmente empleadas en la bibliografía específica sobre esta temática:

- Agua salobre osmotizada: ROBW (*Reverse Osmosis Brackish Water*). Se refiere específicamente al agua producto del proceso de OI con agua salobre continental, antes de someterse a ningún tipo de postratamiento, caracterizada por una muy baja mineralización.
- Agua marina osmotizada: ROSW (*Reverse Osmosis Sea Water*). Se refiere específicamente al agua producto del proceso de OI con agua marina, antes de someterse a ningún tipo de postratamiento, caracterizada por una muy baja mineralización.
- Agua marina desalinizada por osmosis inversa y remineralizada: DSW (*Desalinated Sea Water*). Se refiere al agua procedente de plantas desalinizadoras de agua marina, una vez sometida a postratamientos que añaden diferentes componentes como Ca^{2+} , SO_4^{2-} , etc., hasta las



concentraciones exigidas por la normativa vigente (Real Decreto 140/2003, en el caso de España).

- Agua salobre desalinizada por osmosis inversa: DBW (*Desalinated Brackish Water*). Se refiere al agua procedente de plantas desalinizadoras de agua salobre, una vez sometida a postratamientos de remineralización.
- Agua de origen superficial: CSW (*Continental Surface Water*). Se refiere al agua superficial de origen continental disponible en la zona de riego, ya sea de origen local o proveniente de trasvases externos. En el caso de estudio considerado se refiere al agua almacenada en el embalse de La Pedrera, vinculada principalmente al trasvase Tajo-Segura, y que alimenta a distintas comunidades de regantes mediante el Canal del Campo de Cartagena.

3. Experiencias previas de riego con agua desalinizada

En los países con climas áridos o semiáridos que disponen de una agricultura altamente tecnificada, como Israel, España, Australia o los Emiratos Árabes Unidos, la desalinización de agua salobre representa una fuente de agua suplementaria para el riego agrícola desde hace varias décadas (Martínez-Beltrán y Koo-Oshima, 2006; Ghermandi y Messalem, 2009). En estos casos, las tecnologías que se vienen utilizando para el tratamiento de estas aguas son diversas, siendo alguna de ellas sólo aplicables cuando las concentraciones de sales son relativamente bajas.

La Fig. 2 muestra la evolución global del uso de las tecnologías más habituales de desalinización. Se observa que la microfiltración/ultrafiltración (MF/UF) y microfiltración/nanofiltración (MS/NF) de agua salobre son muy abundantes. Estas técnicas son adecuadas para agua con concentraciones de sales relativamente bajas, por lo que se aplican habitualmente con agua salobre continental. Los costes de aplicación de esta tecnología de desalinización son moderados, lo que ha permitido su aplicación al ámbito agrícola en los últimos años, circunstancia que justifica su importante crecimiento desde finales del siglo XX.

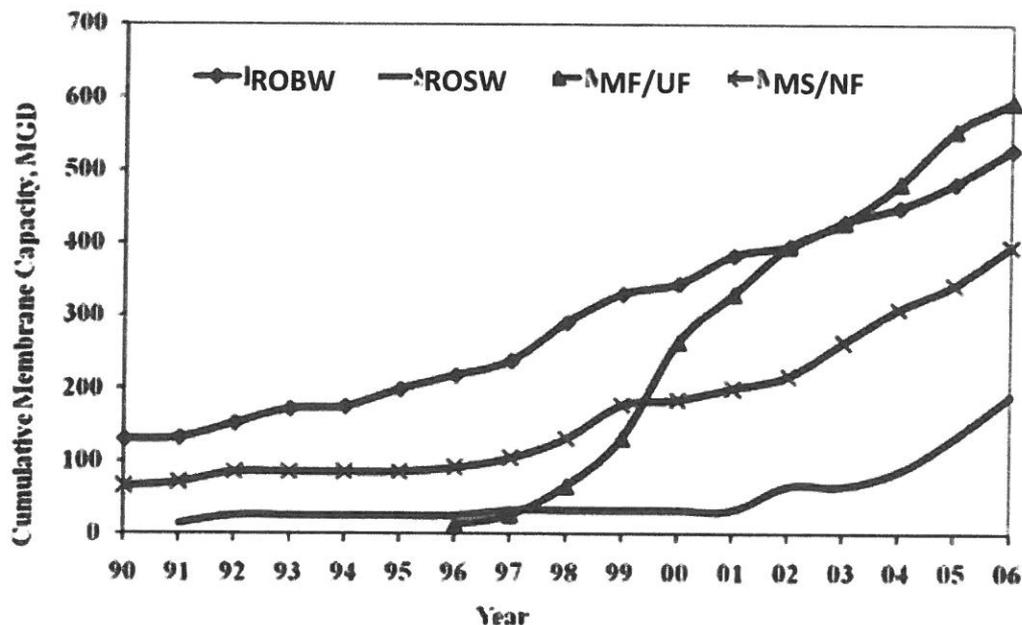


Figura 2. Capacidad de desalinización mediante membranas de intercambio en función del origen del agua y la técnica empleada (ROBW: osmosis inversa en agua salobre, ROSW: osmosis inversa en agua marina, MF/UF: microfiltración y ultrafiltración de agua salobre, MF/NF microfiltración y nanofiltración de agua salobre). Fuente: www.globalwaterintel.com/

El agua salobre desalinizada por osmosis inversa (ROBW) también ha tenido un constante crecimiento en las últimas décadas. En general se aplica cuando la concentración de sales en el agua salobre es superior a la recomendable para las técnicas de microfiltración/ultrafiltración y microfiltración/nanofiltración. En España el

coste del ROBW suele situarse entre $1/3$ y $1/2$ del coste del agua marina desalinizada por osmosis inversa (ROSW), circunstancia que permite su aplicación al riego de cultivos de frutas y hortalizas sin efectos importantes sobre los márgenes económicos. (Martínez Beltrán y Koo-Oshima, 2006). Además, el riego con ROBW habitualmente sustituye al riego directo con agua salobre, por lo que suele llevar asociado tanto incrementos en la productividad del cultivo como unas necesidades de riego sensiblemente inferiores. También puede permitir el cambio hacia cultivos más sensibles a la salinidad, que suelen ser más rentables (Shimron, 1994).

Finalmente, en la Fig. 2 se observa que aunque el ROSW no inicia su crecimiento hasta el año 2004, su ritmo de crecimiento es superior al resto de tecnologías. Este comportamiento refleja las notables y continuas mejoras en la técnica de OI, que están resultando en unos costes de producción perfectamente asumibles para el suministro doméstico de agua, y que ya empiezan a ser asumibles por ciertos cultivos de muy alto margen económico.

La evolución del origen del agua y del uso de las distintas técnicas de desalinización, representados en la Fig. 2, justifica la existencia de un gran número de estudios científicos relativos a la aplicación de ROBW para riego agrícola, y la ausencia casi total de experiencias con ROSW, debido a su reciente aplicación y su destino generalmente no agrícola. En este sentido, tras la revisión de las bases de datos internacionales más relevantes en esta materia, sólo se han identificado dos experiencias de aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola que hayan contado con un adecuado seguimiento científico. La primera de estas experiencias se localizó en la isla de Lanzarote, por lo que se trata de un caso muy poco significativo dada la singularidad de los suelos y las técnicas de cultivos de esta isla. La segunda se localizó en Israel, donde las condiciones agroclimáticas y los cultivos son muy similares a la zona de estudio, por lo que se trata de una experiencia fundamental y de gran utilidad para la consecución de los objetivos planteados en este trabajo.

A continuación se exponen las principales experiencias sobre el uso de agua desalinizada para riego agrícola, ya sea de origen continental o marino, que se han identificado en distintos países.

3.1. Estudios con agua salobre y marina desalinizadas

España peninsular

España es uno de los países líderes a escala mundial en la aplicación de ROBW y ROSW al riego agrícola, especialmente en el sureste del país. Sin embargo no se tiene constancia de que en ninguna de estas aplicaciones se haya realizado un control y seguimiento científico. La principal circunstancia que justifica este hecho es que generalmente se trata de fuentes de agua secundarias, que al tener un mayor coste se utilizan preferentemente cuando se producen carencias o interrupciones en las fuentes



principales de suministro como consecuencia de sequías prolongadas. Además, las ROBW y ROSW se suelen incorporar a zonas regables que disponen de complejos sistemas de suministro, produciéndose generalmente su mezcla con otras aguas de origen continental. Estas circunstancias hacen que, en general, el agricultor sea ajeno a las características del agua que maneja y no se puedan identificar los efectos de su aplicación sobre los cultivos. También justifican la carencia de un seguimiento específico por parte de instituciones con capacidad científica.

Zarzo *et al.* (2013) realizan una revisión de la utilización de agua desalinizada en la agricultura española. En este trabajo se indica que, en la década de los 90 y como consecuencia de un ciclo de sequía severo, se instalan numerosas plantas privadas de ROBW para riego de frutales en el sureste español. Se referencian más de 200 plantas desalinizadoras construidas entre 1995 y 2000 en las provincias de Alicante, Almería y Murcia, alguna de ellas de gran tamaño y abastecidas con agua marina (Mazarrón 30.000 m³ día⁻¹, Rambla Morales 60.000 m³ día⁻¹, La Marina 16.000 m³ día⁻¹ y Águilas 22.000 m³ día⁻¹). La mayor parte de estas plantas de gran tamaño fueron puestas en marcha por iniciativa privada de asociaciones de agricultores. García *et al.* (2011) describen el funcionamiento desde la puesta en marcha de una de estas plantas para uso agrícola (Cuevas de Almanzora, 25.000 m³ día⁻¹), que produce ROBW.

En 2001 el gobierno español construye la que en dicho momento es considerada la mayor planta de ROSW del mundo (Carboneras, Almería, 120.000 m³ día⁻¹), planificada parcialmente para uso agrícola. En 2004 se construye la planta de ROSW de Valdelentisco (Murcia, 136.000 m³ día⁻¹), que entra en funcionamiento en 2008, destinándose también parcialmente a la agricultura.

En 2005-2011 se ejecuta el Programa Agua, que incluye 29 desalinizadoras de gran tamaño a lo largo de la costa mediterránea española. El objetivo es alcanzar una producción de 693 hm³ año⁻¹, principalmente para uso agrícola.

Por tanto, resulta evidente la teórica disponibilidad de ROSW en numerosos emplazamientos del sureste español. Sin embargo, el trabajo de Zarzo *et al.* (2013) no menciona ninguna experiencia concreta sobre el uso de dicha agua para riego agrícola. Diversas comunicaciones personales de gestores de comunidades de regantes de Murcia y Almería ponen de manifiesto que en los últimos años se ha iniciado la adquisición de distintas cantidades de ROSW para riego agrícola, que generalmente se mezcla con mayores cantidades de agua de origen continental, sin que se esté realizando un seguimiento específico sobre el uso de estas aguas. El trabajo de Zarzo *et al.* (2013) únicamente recoge los resultados de una experiencia en una plantación de naranjos (variedad *Navelate*) del levante español, donde la aplicación de ROBW produjo un incremento en los beneficios netos de la explotación frente al uso de otras aguas disponibles de baja calidad, como agua superficial de conductividad eléctrica (CE) entre 1200 y 2200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y agua subterránea salobre de CE entre 5000 y 7000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Sus resultados, esperables desde un punto de vista

agronómico dada la baja calidad del agua con la que se realiza el estudio comparativo, se sintetizan en la Tabla 1.

Tabla 1. Comparación de los resultados económicos de una experiencia con agua de diferentes orígenes, incluyendo el uso de ROBW. Fuente: Zarzo et al. (2013).

Comparison of economic benefits in a farm using water from different sources			
Water origin	Superficial (Tajo-Segura Rivers transfer)	Brackish water from wells	Permeate from BWRO plant
Water price (€/m ³)	0.1322	0.054 ^a	0.2284 (including payback)
Incomes (fruit sales) (€/year)	15,037	7,519 ^b	16,539 ^c
Expenses (€/year)	3,885	3,885	4,273
Benefit (€/year)	11,152	3,634	12,268

Note: economic data were supplied by the farmer, participant in the study.

^aWith well in property.

^bIn this case the fruit production is below 50% compared to irrigation with superficial water.

^cIncreased incomes due to the higher production.

Medina (2003), en su trabajo titulado "La desalinización de agua de mar en la agricultura: situación actual y perspectivas futuras", también menciona la existencia de cerca de 300 plantas desalinizadoras en España, indicando que el 22,4% de su producción se destina a la agricultura. Además señala que la mayor parte de estas plantas producen ROBW. El mismo autor, en otra ponencia para la FAO recogida en Martínez-Beltrán y Koo-Oshima (2006), proporciona cifras similares, sin referirse en ninguna experiencia a la aplicación de ROSW al riego agrícola.

Islas Canarias

La práctica ausencia de aguas superficiales y la salinidad de la mayor parte del agua subterránea en las Islas Canarias proporcionan a esta localización una dilatada experiencia en el uso de ROBW, tanto para uso doméstico como agrícola. La primera planta desalinizadora de las Islas Canarias se instaló en Lanzarote en 1964, representando el origen de la desalinización en España y en Europa (Palomar y Losada, 2010).

En la isla de Lanzarote, la desalinización ha sido la única opción viable para disponer de un suministro de agua para riego (Meerganz von Medeazza, 2004). En los años 80 se instalaron las primeras plantas de ROBW para riego agrícola, como una fuente de agua de riego suplementaria para mejorar la productividad de los cultivos. La primera planta de ROSW para riego se instaló en 1987. Desde entonces se han construido numerosas plantas tanto por iniciativa pública como privada, con un uso relevante de la desalinización para riego agrícola. En los años 90, las aguas residuales urbanas regeneradas, provenientes a su vez de la desalinización de agua marina, comenzaron a usarse también para riego, representando la isla de Lanzarote uno de los pocos casos en el que la práctica totalidad de agua de riego tiene su origen en la desalinización de agua marina (Hernández-Suárez, 2002; Díaz et al., 2013).



Díaz *et al.* (2013) analizan los cambios en la salinidad, relación de absorción de sodio (*Sodium Adsorption Ratio*, SAR), contenido en boro y estado nutricional de suelos regados con ROSW en la isla de Lanzarote, donde se dispone de aproximadamente 372 ha de riego con cultivo de tomate, sandía, melón y hortalizas. Para este estudio comparan el suelo de distintas parcelas de ensayo, que han sido regadas con ROSW durante periodos entre 5 y 30 años, con otras parcelas sin riego, con el objetivo principal de evaluar el efecto a medio y largo plazo y la sostenibilidad de este sistema agrario en términos de calidad del suelo. Dado que Lanzarote es una zona pionera en la utilización de ROSW para riego, sus resultados son una referencia de los efectos a medio-largo plazo para otras zonas que pretendan incorporar ROSW para riego. Sus resultados indican:

- Un incremento sustancial de la salinidad de los suelos regados con ROSW frente a los no regados. Los niveles alcanzados son tolerables para la mayoría de los cultivos, pero implican la adopción de fracciones de lavado crecientes en los requerimientos de riego para evitar problemas de acumulación de sales.
- No se aprecian efectos significativos en el SAR, ni evidencias de degradación estructural o problemas de permeabilidad en los suelos.
- Se produce un incremento significativo de boro en los suelos regados con ROSW respecto a los suelos no regados, llegando hasta valores máximos de 1,8 - 2,0 mg L⁻¹. En el 60% de las parcelas se observan valores que exceden el límite para cultivos sensibles.
- No hay aumento significativo de la materia orgánica ni del nitrógeno total con respecto a los suelos no regados, pero sí en fósforo, lo que se justifica como consecuencia de la capacidad disolvente del ROSW en suelos carbonatados, lo que puede producir la liberación del fósforo residual asociado a dichos suelos.
- En contra de los resultados publicados por otros autores (Yermiyahu *et al.*, 2011), el riego con ROSW no produjo desequilibrios nutricionales en los suelos estudiados.

Estos autores destacan el importante rol que pueden tener las prácticas culturales en la zona de estudio sobre los resultados obtenidos; en especial la aplicación continuada sobre el suelo de mulching de piroclastos basálticos característica en esta isla ("arenados"). Por este motivo, el uso de ROSW en la isla de Lanzarote debe considerarse un caso muy singular, cuyas conclusiones resultan difícilmente extrapolables a otras regiones con prácticas agrícolas convencionales.

Israel

Israel es el único país donde se están desarrollando experiencias de riego agrícola con ROSW y un seguimiento científico enfocado a la evaluación de sus consecuencias agronómicas. Además, las condiciones ambientales, los cultivos y las prácticas agrícolas son muy similares a las existentes en el sureste español, por lo que sus

resultados y conclusiones representan la fuente de conocimiento más interesante en esta materia actualmente.

Debido a la alta frecuencia de las restricciones en el suministro y a la creciente salinidad de los recursos hídricos subterráneos disponibles, Israel puso en marcha hace una década un intensivo programa para la producción de ROBW y ROSW (Glueckstern *et al.*, 2005). Dicho programa incluyó la construcción y puesta en marcha de dos importantes plantas de ROSW (Ashkelon y Palmachim), de forma que desde diciembre de 2005 se está suministrando ROSW a distintas zonas agrícolas. La aplicación al riego agrícola de la ROSW proveniente de la planta desalinizadora de Ashkelon es la que está recibiendo un seguimiento más intensivo. Esta planta tiene una producción anual de $100 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, siendo la mayor del mundo en el momento de su construcción (Tal, 2006; Lahav y Birnhack, 2007). Desde su puesta en funcionamiento una parte sustancial del ROSW que produce se está empleado para sustituir el agua de origen subterráneo en zonas regables periféricas.

La puesta en marcha de este intensivo programa para la producción de ROBW y ROSW y el adecuado seguimiento de esta experiencia hacen que Israel sea probablemente el país con más conocimiento científico en relación a la utilización de ROBW y ROSW, tanto para suministro doméstico como riego agrícola (Lahav y Birnhack, 2007).

A través de su experiencia han identificado problemas asociados al uso de ROSW en riego agrícola (Yermiyahu *et al.*, 2007). Por ejemplo, las bajas concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} del ROSW han producido deficiencias en dichos elementos en cultivos como tomate, albahaca y flores, afectando tanto a su calidad como a su producción (Ben-Gal *et al.*, 2009). También se han identificado problemas de cambios repentinos del pH durante la incorporación de fertilizantes en los sistemas de fertirrigación, debidos fundamentalmente a la escasa capacidad tampón del ROSW. Estos cambios de pH pueden causar en un impacto importante en la disponibilidad de los nutrientes y, consecuentemente, en la productividad de los cultivos (Yermiyahu *et al.*, 2007). Además, también se describen problemas de toxicidad al boro en cultivos sensibles como consecuencia de la elevada concentración de este elemento en la ROSW. Sus trabajos más recientes (Lahav *et al.*, 2010) estudian la afección de las propiedades físicas del suelo como consecuencia del elevado SAR del ROSW, tanto en el corto como en el medio plazo.

Por tanto, Israel ha sido el primer país en incorporar masivamente ROSW al riego agrícola, analizando sus efectos científicamente y proponiendo medidas para su control. En este sentido, cabe destacar que es el único país que dispone de recomendaciones específicas sobre los estándares de calidad que debe cumplir el ROSW para uso agrícola, elaboradas por el *Joint Committee* en 2007 (Yermiyahu *et al.*, 2007). El cumplimiento de estos estándares ha motivado la adopción de postratamientos específicos de remineralización en las plantas de Ashkelon y Palmachim, de forma que el agua que distribuyen (DSW) evita los problemas asociados a la baja mineralización del ROSW.

Marruecos

El uso de ROBW se está convirtiendo en una importante fuente de agua para la agricultura marroquí (El Harrak *et al.*, 2013). En Marruecos más del 75% de los recursos hídricos se destinan a la agricultura, utilizando de forma generalizada el agua subterránea. Sin embargo la salinidad de estas aguas excede los estándares de calidad para uso agrícola, resultando en bajas y decrecientes productividades de los cultivos. Por tanto, la desalinización de agua salobre y marina es una cuestión clave para el futuro desarrollo de la agricultura marroquí, existiendo actualmente una producción en torno a $50.000 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ de ROBW (El Harrak *et al.*, 2013). El uso masivo de ROBW puede permitir superar los problemas de escasez de agua en Marruecos, sobre todo en las zonas interiores, ya que hay una gran disponibilidad de agua salobre.

Saadi y Ouazzani (2004) analizan las perspectivas futuras de la utilización de ROBW con el fin de poner en valor mediante la agricultura zonas áridas. Indican que la estrategia de Marruecos para la gestión de agua se basa en tres prioridades, siendo una de ellas promover el uso de recursos hídricos no convencionales como el ROBW.

Cánovas (2013) presenta una revisión del estado actual de la aplicación de las técnicas de desalinización en los países de la cuenca mediterránea, donde no se ha encontrado ninguna referencia al uso de DSW en la agricultura de los países del norte de África.

EEUU

EEUU atesora una gran tradición en el uso agrícola de ROBW. Este país dispuso del *Office of Saline Water* desde 1955 hasta 1974, momento en que sus competencias fueron transferidas al *Office of Water Resources Research*. Del trabajo del *Office of Saline Water* durante 2 décadas queda la publicación *Case Studies of Desalted Water for irrigation* (USDI, 1972). Se trata de un informe pionero que ya recoge información notable sobre las ventajas e inconvenientes del riego con agua desalada. Este estudio considera la posibilidad de desalinizar tanto agua salobre como marina. En él se estudian los costes y beneficios asociados a la desalinización de agua salobre hasta concentraciones de sales de 50, 200, 400, 900 y 1500 mg L^{-1} en tres zonas regables de Arizona y California. Los estudios se realizaron con agua salobre de concentración entre $2,28$ y $5,33 \text{ mg L}^{-1}$, procedente tanto de pozos como de drenajes agrícolas.

Los principales objetivos de este trabajo fueron; (1) determinar los costes y beneficios asociados a distintos niveles de desalinización en el agua de riego, (2) identificar la forma más adecuada de incorporar el agua desalinizada a los sistemas de abastecimiento de agua para riego, (3) analizar el potencial de las distintas técnicas de desalinización para su aplicación en la agricultura de regadío y (4) explorar métodos

de riego más eficientes para mantener el coste del agua lo más bajo posible. El estudio concluye que, a pesar del coste de desalinización del agua salobre, los beneficios productivos en cultivos de alto valor económico superan a dichos costes. El principal beneficio de la desalinización es el aumento del valor de la producción en comparación con el riego con agua salobre. Aunque los costes de desalinización están desfasados, por lo que las conclusiones económicas no son aplicables en la actualidad, se pone de manifiesto que la desalinización del agua permite reducir las fracciones de lavado en los requerimientos de riego, mejorando la eficiencia del riego. Este efecto también se analiza con mezclas de aguas desalinizadas con otras salobres, indicando que el volumen de agua que se gana con la mezcla no resulta beneficioso económicamente debido al incremento de la fracción de lavado de sales. También pone de manifiesto los problemas de gestión que se plantean con los cultivos estacionales, que presentan una demanda irregular y por tanto generan importantes necesidades de almacenamiento estacional del agua desalinizada. Este estudio pionero ya destaca que para que el uso agrícola del agua desalinizada sea sostenible es necesario aportar Ca^{2+} , con el principal objetivo de conseguir un SAR más favorable en el suelo. Finalmente señala que, si los cultivos son sensibles al boro, serán necesarias instalaciones o procedimientos para su eliminación.

Ya en la actualidad, el *California Water Plan* (CWP, 2013) describe el uso de agua desalinizada en el Estado de California. Actualmente están en funcionamiento 19 plantas de ROBW destinadas a consumo doméstico, y localizadas fundamentalmente en áreas urbanas entre San Francisco y San Diego. Esta red de plantas desalinizadoras cuenta con un sistema de tuberías específicamente construido para la adecuada gestión de sus salmueras. Respecto a la ROSW describe la existencia de varias plantas para suministro doméstico e industrial, cuya operación es generalmente discontinua dado sus elevados costes de producción. En relación a la agricultura, cabe mencionar que entre 1970 y 1990 se ensayó la desalinización de drenajes agrícolas mediante plantas de OI en distintas localizaciones de California. Sin embargo, este proyecto se abandonó en 1989.

Odenheimer y Nash (2014) exponen que ante la sequía que actualmente está afectando severamente a los cultivos leñosos de California y norte de San Diego, se está planificando la construcción de una importante planta de DSW para uso exclusivamente agrícola, cuya puesta en marcha está prevista para 2016. Además se ha propuesto la construcción de otras 15 nuevas plantas de DSW en California. El planteamiento inicial de la gestión del DSW producido en estas plantas es que el ROSW se destine inicialmente a uso doméstico, y posteriormente se regenere para riego agrícola.

En el Estado de Florida (Putnam, 2013) el Comisionado de Agricultura ha propuesto la inversión urgente en plantas de DSW para combatir la actual escasez de agua de riego. El comisionado argumenta que; (1) la introducción de sistemas de riego altamente eficientes, (2) la incorporación de las tecnologías de la información, (3) el asesoramiento a nivel de parcela y (4) la regeneración de aguas residuales, ha permitido un importante ahorro de agua en el regadío, aunque la escasez persiste. Por

tanto propone la construcción de plantas de DSW dada su condición de recurso hídrico inagotable y no sujeto a variaciones climáticas.

Australia

Australia es un país que ha apostado decididamente por el uso de DSW para el suministro doméstico de sus principales ciudades ante el importante efecto que el cambio climático está teniendo en la disponibilidad de recursos hídricos. Sin embargo su uso agrícola actualmente sólo se considera como una opción futura.

El CSIRO (*Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*) publicó en 2009 un informe sobre el estado de la desalinización en Australia (Hoang *et al.*, 2009). Los principales datos que proporciona son la existencia de 46 plantas desalinizadoras con una producción individual de más de 10.000 L día⁻¹, que utilizan la tecnología de OI. La producción total se sitúa en torno a 300.000 L día⁻¹, pero con las que se encuentran actualmente en construcción y planificación se llegará hasta 1.000.000 L día⁻¹. El 86% de estas plantas se abastece de agua marina, el 1,2% de agua salobre y el 12% de aguas recicladas. Toda el agua desalinizada se emplea en abastecimiento y suministro industrial, sin que existan referencias actuales de su uso en agricultura hasta 2013.

En 2009 se crea el *National Centre of Excellence in Desalination* en Rockingham (Western Australia) con 20 M\$ de financiación institucional para 5 años. En este organismo colaboran 14 centros de investigación y 50 empresas australianas, además de 20 socios internacionales. La financiación total para 5 años alcanza los 70 M\$. Entre sus objetivos fundamentales (Palmer, 2012) no está la aplicación de agua desalinizada al riego agrícola. Sus líneas de investigación se concretan en 44 proyectos, de los cuales sólo uno está directamente relacionado con el riego agrícola: *Opportunities for desalination in Australian Agriculture*. Este proyecto (Barron, 2013) pretende identificar bajo que situaciones la desalinización puede suministrar agua para el riego agrícola en Australia. Se centra en aguas salobres subterráneas y expone varios casos puntuales de riego con ROBW en Dalby (Queensland, Australia) y Myalup (Western Australia).

En Australia el 53% de la población considera futurible la aplicación de agua desalinizada para el riego de cultivos hortícolas (Dolnicar y Schafer, 2006).

Arabia Saudi

Investigadores del *Water Desalination and Reuse Center* de la *King Abdullah University of Science and Technology* están llevando a cabo un proyecto para el desarrollo de nuevas membranas de nanofiltración con el fin de producir ROSW y aplicarla en la agricultura. Su objetivo es trabajar en un rango de presiones sensiblemente inferior a las membranas tradicionales de OI y reducir de esta forma el

coste energético actual de las plantas de ROSW. Sin embargo todavía no se tiene ninguna experiencia de riego agrícola con ROSW.

Kuwait

El informe de la FAO (Martínez-Beltrán y Koo-Oshima, 2006) menciona la desalinización de aguas residuales recicladas para uso agrario en Kuwait, pero no hace ninguna referencia al riego agrícola con ROSW.

3.2. Otros estudios relevantes para este trabajo

Además de las experiencias concretas de utilización de DSW y DBW en distintos países, recogidas en el epígrafe anterior, se han producido una serie de reuniones científicas específicas sobre la materia de especial relevancia para este estudio.

En 2004 la FAO organizó una reunión de expertos en desalinización con el fin de disponer de una visión actualizada con respecto a la posibilidad de utilizar agua desalinizada en riego agrícola. Se trata del evento más significativo hasta la fecha en relación al uso de agua desalinizada en la agricultura. En la misma se presentan cinco ponencias con una aportación mayoritaria de expertos españoles. Los resultados y conclusiones de esta reunión se recogen en 2006 en una publicación de la FAO (Martínez-Beltrán y Koo-Oshima, 2006). Las principales conclusiones de este grupo de expertos han sido las siguientes:

- La desalinización puede tener un papel en garantizar el suministro de alimentos en el futuro, aunque su principal aplicación sigue siendo el abastecimiento doméstico de agua.
- La aplicación de las tecnologías de desalinización a la agricultura es, en general, poco efectiva económicamente.
- En la fecha del estudio, la utilización de agua desalinizada en la agricultura se limita a casos muy concretos, con cultivos de alto valor añadido y subvenciones gubernamentales para los costes de inversión.

En abril de 2012 se celebró en Barcelona la conferencia “*Desalination for the Environment, Clean Water and Energy*”. Destacamos esta reunión científica por haberse celebrado en España, y llama la atención que entre todos los trabajos presentados la única referencia al uso agrario del agua desalinizada corresponde a autores españoles (Zarzo *et al.*, 2013), y se refiere exclusivamente al uso de ROBW.

La *International Renewable Energy Agency* (IRENA, 2012) hace una revisión del estado de conocimiento sobre el uso de energías renovables en la desalinización de agua. Esta institución plantea la necesidad de recurrir a las energías renovables con el fin de reducir los costes de la desalinización del agua y desvincular la misma al consumo de energías fósiles que retroalimentan el cambio climático. Plantea



soluciones combinando tanto concentradores solares y técnicas evaporativas, como paneles fotovoltaicos y membranas semipermeables. Analiza el gran interés de estas técnicas para solucionar los problemas de suministro doméstico de agua en la región MENA (*Mead East and Noth Africa*) donde existe un elevado potencial en energía solar. También plantea el uso de la energía eólica para la desalinización por OI en zonas costeras e islas.

Finalmente, el Informe del Banco Mundial sobre norte de África y Oriente Medio (BM, 2012) analiza el potencial de las plantas de concentración solar para desalinizar agua en esta zona. A pesar de que se analiza la creciente demanda agrícola de agua no se hace ninguna referencia a la posible aplicación de la desalinización al riego agrícola.

Como conclusión de esta revisión bibliográfica cabe destacar que, a pesar de que hay ciertos países donde se está considerando la posibilidad de aplicar DSW al riego agrícola en un futuro próximo, en la actualidad sólo se tiene constancia en la literatura científica de que se está utilizando en España e Israel. Adicionalmente, mientras en Israel se está realizando un seguimiento científico adecuado de la problemática asociada a la aplicación de ROSW o DSW en la agricultura, en la España peninsular no se ha encontrado ningún trabajo que ponga de manifiesto este seguimiento.

4. Problemática del agua desalinizada para riego agrícola

El agua marina desalinizada se presenta como un recurso garantizado de agua, puesto que se parte de una fuente inagotable. Sin embargo, presenta una serie de características especiales que pueden limitar su uso directo para riego agrícola, las cuales deben ser consideradas y analizadas convenientemente para corregirse en caso necesario con los postratamientos oportunos (Martínez, 2009).

Las membranas de OI tienen la capacidad de retener las sales disueltas en el agua, pero su efectividad no es igual con todos los iones disueltos. La Tabla 2 recoge valores medios de la eficacia de separación de las membranas de OI de agua marina en plantas con 1 ó 2 etapas de osmosis.

Tabla 2. Selectividad o eficacia de separación de las membranas de OI de agua marina en plantas de 1 ó 2 etapas. Fuente: Martínez (2009).

Ión	Planta de 1 etapa (%)	Planta de 2 etapas (%)
Na ⁺	99,81	99,90
Mg ²⁺	99,53	99,90
Ca ²⁺	99,51	99,90
K ⁺	99,00	-
HCO ₃ ⁻	94,37	99,35
Cl ⁻	98,93	99,48
SO ₄ ²⁻	99,59	99,95
B	71,11	82,84

Como puede observarse el rechazo de casi todos los iones está cerca o supera el 99%, a excepción del boro, que es del 71,11% en plantas con 1 etapa y del 82,84% en plantas con 2 etapas. Dado que en el agua marina la sal predominante es el ClNa, esta sal también será la principal responsable de la salinidad residual en el ROSW. De esta forma, el ClNa generalmente representa en torno al 72% de la salinidad del ROSW (Hernández-Suárez, 2010).

Como resultado del proceso de OI, el ROSW presenta unas características químicas muy alejadas de habituales en las aguas continentales, necesitando un



acondicionamiento mediante postratamientos en planta, que deben estar condicionados al uso final del DSW. Por tanto, aunque el ROSW presenta una baja salinidad, entre los 300 y 700 $\mu\text{S cm}^{-1}$ de CE generalmente, no se puede afirmar que sea un agua adecuada para el riego agrícola como consecuencia de su singular composición en sales, con un claro predominio de Na^+ y Cl^- . Además, su baja mineralización implica un aporte muy bajo de nutrientes, que deberá ser compensado en la fertirrigación, así como una elevada presencia de elementos fitotóxicos como el boro. Por tanto, se puede hablar de la existencia de una problemática asociada a la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola, ya sea sólo osmotizada (ROSW) o con postratamientos de remineralización (DSW). A continuación se exponen las principales cuestiones que conforman esta problemática.

4.1. Efectos de la salinidad en la productividad

La productividad de los cultivos depende de múltiples factores como son la variedad, la climatología, el tipo de suelo y su fertilidad, la fertilización, el manejo, el control de plagas, la calidad del agua de riego, etc. Si únicamente se tiene en cuenta la calidad del agua de riego, con independencia del resto de los factores, puede asegurarse que, superados unos umbrales característicos de cada cultivo o variedad, conforme aumenta la conductividad eléctrica del agua (CE) disminuye el rendimiento de los cultivos. La Fig. 3 muestra la relación entre la reducción del rendimiento y la CE del agua de riego para diferentes cultivos habituales en la zona de estudio (Martínez, 2009).

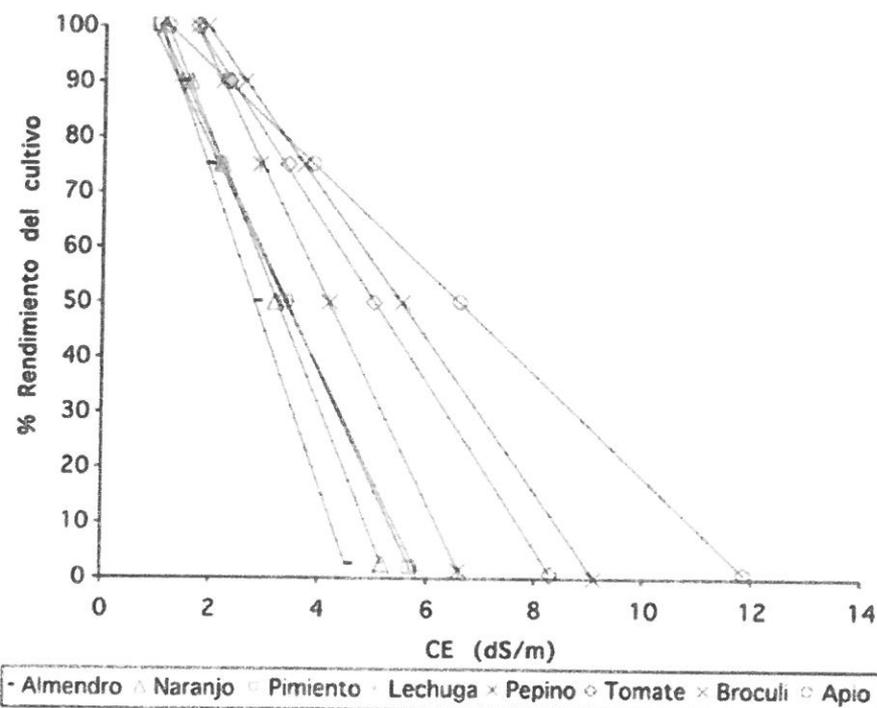


Figura 3. Efecto de la CE sobre el rendimiento de varios cultivos de la zona de estudio. Fuente: Martínez (2009).

Como puede observarse, valores por debajo de los $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (1 dS m^{-1} en la Fig. 3) garantizan la ausencia de efectos perjudiciales en las producciones de los cultivos analizados como consecuencia de la CE del agua de riego; y valores entre 1000 y $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (entre 1 y 2 dS m^{-1} en la Fig. 3) pueden producir reducciones de la producción que en ningún caso superan el 10%.

El valor normal de CE en el ROSW de plantas con una sola etapa de OI se encuentra entre 500 y $700 \mu\text{S cm}^{-1}$, mientras que en las de doble etapa desciende hasta entre 100 y $400 \mu\text{S cm}^{-1}$. En cualquier caso, generalmente se fija una salinidad contractual $< 500 \mu\text{S cm}^{-1}$. Por tanto, desde el punto de vista de la CE el uso de ROSW no implica ningún inconveniente, es más, podría llevar asociado un incremento significativo de la productividad respecto al agua procedente de otros orígenes siempre que estas presenten alta salinidad ($\text{CE} > 2000 \mu\text{S cm}^{-1}$). Sin embargo, tampoco son esperables mejoras en los rendimientos cuando sustituya agua de riego de baja CE, como en el caso de la procedente del Traspase Tajo- Segura, cuya $\text{CE} \approx 1000 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Por tanto, la baja CE del agua desalinizada puede resultar en mejoras sensibles en la productividad y calidad de las producciones cuando se compara con aguas de mala calidad, pero no tiene ningún efecto de mejora cuando se compara con aguas naturales de buena calidad. Además, reemplazar el uso de aguas de mala calidad con aguas desalinizadas da lugar a unas menores necesidades de riego como consecuencia de la drástica reducción de la fracción de lavado, asociada principalmente a la salinidad del agua. En este sentido, Zarzo *et al.* (2013) indican que el uso de ROBW en una plantación de naranjos (variedad *Navelate*) del levante español produjo un incremento del 10% en la producción cuando se comparó con el uso de agua superficial de CE entre 1200 y $2200 \mu\text{S cm}^{-1}$, y de un 50% cuando se comparó con aguas subterráneas salobres de CE entre 5000 y $7000 \mu\text{S cm}^{-1}$. Estos resultados están completamente de acuerdo con los efectos previsibles en función de la Fig. 3.

Ben-Gal *et al.* (2009) también incide sobre las perspectivas de incrementos de la producción y descensos en los requerimientos de riego al disminuir drásticamente la fracción de lavado, cuando se sustituyen aguas salobres por ROBW en Israel. Conviene incidir nuevamente que estas positivas expectativas se justifican porque la comparación se hace con agua para riego de muy baja calidad ($\text{CE} = 3200 \mu\text{S cm}^{-1}$), no siendo extrapolables al caso de sustituir aguas de buena calidad para riego, como las del trasvase Tajo-Segura ($\text{CE} \approx 1000 \mu\text{S cm}^{-1}$) con ROSW o ROBW.

La productividad de los cultivos también depende del nivel de satisfacción de sus necesidades de riego. La incorporación de agua de mar desalada en zonas regables donde se maneje un agua de baja calidad puede por tanto tener otro efecto positivo adicional, ya que al disminuirse los requerimientos de riego, se aumenta la garantía en lo referente a la disponibilidad de las necesidades totales de riego de los cultivos y, por tanto, de obtener sus producciones potenciales. Este aspecto resulta especialmente relevante en zonas con déficit hídrico, aunque nuevamente hay que incidir en que este



efecto positivo no se producirá en el caso de que el agua que se maneje sea de buena calidad.

Contrariamente a lo expuesto hasta este punto, Díaz *et al.* (2013) encontraron un aumento de la salinidad en suelos regados con DSW, pero hay que tener en cuenta que la comparación se hizo con suelos no regados. Estos autores recomiendan aplicar fracciones de lavado adecuadas para controlar este incremento, lo que implicaría un mayor consumo de agua de riego.

4.2. Carencias nutricionales y remineralización

Las aguas naturales suelen presentar concentraciones suficientes de nutrientes básicos como Mg^{2+} , Ca^{2+} y SO_4^{2-} , por lo que no se hace necesaria una fertilización adicional con dichos elementos (Ben-Gal *et al.*, 2009). El Ca^{2+} y el Mg^{2+} son dos elementos esenciales y con roles diferentes en el desarrollo de los cultivos, por tanto la carencia de alguno de ellos afecta a la calidad de los frutos y a la resistencia a enfermedades de los cultivos (Bangerth, 1973; Marcelis y Ho, 1999; Bar-Tal *et al.*, 2001; White, 2003).

El agua desalinizada, especialmente si no se ha sometido a procesos de remineralización (ROSW), se caracteriza por una baja salinidad y por una composición de sales muy diferente a la de las aguas naturales. La concentración de Na^+ y Cl^- suele ser elevada en relación a las aguas naturales, mientras que la presencia de Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} es mínima (Yermiyahu *et al.*, 2007). A pesar de la baja salinidad del ROSW, que se podría interpretar como un síntoma de calidad por parte de los agricultores, las especiales características de su composición química impiden asumir dicha interpretación.

La sustitución de recursos hídricos naturales con ROSW para riego agrícola expone a los cultivos a carencias nutricionales que limitan su crecimiento (Yermiyahu *et al.*, 2007; Avni *et al.*, 2013). Así, las deficiencias en Ca^{2+} pueden perjudicar el crecimiento de brotes y raíces (Yermiyahu *et al.*, 2007). El Mg^{2+} es fundamental para la fotosíntesis y la síntesis de proteínas en plantas, así el riego con aguas de bajo contenido en Mg^{2+} produce una disminución de su contenido en hoja que afecta a la producción de clorofila, resultando finalmente en una carencia de nutrientes fundamentales y en peor calidad de los frutos producidos (Birnhack y Lahav, 2007). Las deficiencias de SO_4^{2-} reducen el peso seco de las plantas, su actividad fotosintética, el contenido de clorofila y el número total de frutos (Assaf, 1994). Por tanto, la sustitución de recursos hídricos naturales con ROSW puede producir efectos significativos en el desarrollo y productividad de los cultivos, siendo necesaria una correcta remineralización del ROSW.

Estos problemas ya se están presentando en zonas agrícolas de Israel, donde se ha sustituido el agua de origen natural por agua desalinizada y remineralizada (DSW) proveniente de la planta de Ashkelon, apareciendo síntomas de carencia nutricionales

en los cultivos que han producido reducciones significativas en su calidad y producción (Yermiyahu *et al.*, 2007). El postramiento de la planta de Ashkelon utiliza ácido sulfhídrico para disolver calcita (caliza), resultando en concentraciones de Ca^{2+} entre 40 y 46 mg L^{-1} , valores inferiores a los habituales en las aguas continentales de Israel. El Ca^{2+} no es solamente un nutriente para las plantas, su interacción con otros nutrientes y con otros factores limitantes del crecimiento como la sensibilidad a enfermedades hacen que los cambios en la concentración de este elemento sean especialmente problemáticos (Yermiyahu *et al.*, 2006). El DSW proveniente de la planta de Ashkelon no contienen Mg^{2+} , por lo que también han aparecido afecciones específicas asociadas a dicha carencia, que influyen en la productividad de los cultivos y que han tenido que ser remediados mediante la reprogramación de la fertirrigación en parcela. Según Avni *et al.* (2013) la cantidad diaria de Mg^{2+} requerida en riego agrícola se sitúa en torno a 24 mg L^{-1} , asumiendo los cultivos más habituales en Oriente Medio y unas necesidades de riego anuales entre 6.000 y 10.000 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. El estudio científico de la problemática del riego con agua Ashkelon ha revelado que el origen del problema está en el elevado ratio entre Ca^{2+} y Mg^{2+} (Yermiyahu *et al.*, 2007). Finalmente, el SO_4^{2-} después del postramiento en Ashkelon es de 20 a 25 mgS L^{-1} , próxima a las aguas naturales, por lo que sigue siendo necesario su aporte en la fertirrigación, ya que en la horticultura intensiva las concentraciones recomendadas son de 58 mgS L^{-1} y pueden alcanzar hasta los 141 mgS L^{-1} en el cultivo de tomate (Yermiyahu *et al.*, 2006).

Toda la problemática expuesta del riego con DSW en Israel pone de manifiesto que los problemas nutricionales de las aguas desalinizadas no sólo se producen en el ROSW, sino que el DSW también puede ocasionarlos ya que los procesos de remineralización se diseñan para cumplir unos requisitos específicos exigibles para el agua de consumo humano (RD 140/2003 en España), que no coinciden con los requisitos de los cultivos.

Según Ben-Gal *et al.* (2009), la escasa mineralización y los desequilibrios en la composición del ROSW se pueden corregir de tres formas, cuya elección debe basarse en aspectos tanto técnicos, como económicos y medioambientales:

- Con postramientos de remineralización convencionales en las plantas desalinizadoras (dosificación con lechada de cal, lechos de calcita o dolomía, etc.). Ben-Gal *et al.* (2009) indican que es la opción deseable en grandes plantas desalinizadoras.
- En la reprogramación de la fertirrigación, donde se pueden añadir los nutrientes requeridos. Ben-Gal *et al.* (2009) indican que es la más adecuada para pequeñas plantas desalinizadoras en el ámbito agrícola.
- Mediante la mezcla con aguas continentales, ya sean superficiales o subterráneas. Es una opción siempre deseable ya que puede ahorrar el coste de los postramientos en planta y minimizar el efecto en la programación de la fertirrigación.

Comenzando con la remineralización, este término se refiere al conjunto de técnicas que logran aumentar la dureza y la alcalinidad del agua hasta valores que producen un

Índice de Langelier (LSI) igual o próximo a cero. La remineralización persigue reducir el carácter agresivo del ROSW al aumentar el contenido en bicarbonatos respecto al cloro y a los sulfatos. Se pretende incrementar la capacidad tampón del agua, para que el pH, el calcio disuelto y la alcalinidad no varíen o varíen muy poco al ponerla en contacto con la atmósfera. Para aguas de uso agrícola, la remineralización mejora notablemente la calidad al aumentar el contenido del calcio respecto al sodio. La remineralización tiene un coste económico reducido pero significativo cuando se trata de agua para riego agrícola. El Centro Canario del Agua ha editado la "Guía para la remineralización de aguas desaladas" (Hernández-Suárez, 2010), donde se puede consultar con detalle los efectos de distintas técnicas de remineralización sobre la composición del agua y sus indicadores de la calidad.

La corrección de las carencias nutricionales mediante la fertirrigación implica un encarecimiento considerable de este proceso de riego localizado. A modo de ejemplo, incorporar el Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} necesario para el cultivos de pimiento en invernadero en Israel puede suponer un coste de hasta $0,5 \text{ \$ m}^{-3}$ (Ben-Gal *et al.*, 2009), coste que en la actualidad resulta inabordable para la práctica totalidad de cultivos característicos del sureste español.

En los casos que sea posible la mezcla de ROSW con otras aguas más baratas, aunque sean de peor calidad (agua salobre subterránea, agua salobre desalinizada, agua reciclada, incluso el agua bruta del proceso de desalinización) se puede intentar conseguir un triple objetivo: por una parte ajustar la calidad del agua de riego a las necesidades de cada cultivo, por otra parte disminuir en la medida de lo posible los postratamientos del agua desalada y, finalmente, obtener un menor coste final que la aplicación directa de agua desalinizada. Yermiyahu *et al.* (2007) concluyen que si el agua desalinizada se destina a uso agrícola, la mezcla con otras aguas de origen natural es la estrategia más económica en la mayoría de los casos. Sin embargo también hay que tener en cuenta que la mezcla con aguas de baja calidad puede incorporar tanto sales beneficiosas como otras no deseables, que deben evaluarse conjuntamente. Las simulaciones de mezclas de agua continental bicarbonatada y ROSW indican que en algunos casos se puede añadir hasta un 50% de ROSW (Hernández-Suárez, 2010).

La experiencia de Israel con la aplicación de DSW al riego agrícola pone de manifiesto que, con el fin de evitar problemas asociados a la escasa mineralización del agua desalinizada, deben proponerse criterios de calidad a alcanzar tras el proceso de remineralización del ROSW, en función de que se trate de un suministro doméstico o un suministro agrícola. En este sentido, existe abundante regulación relativa a los requerimientos de calidad que debe cumplir el abastecimiento de agua potable. Así el *World Health Organisation* promulga sus recomendaciones (WHO, 2005); la Unión Europea establece los requisitos de salubridad y de limpieza que debe cumplir el agua potable en la Unión Europea mediante la Directiva 98/83/CE; y el estado español incorpora el contenido de dicha Directiva en el RD 140/2003, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. Estos documentos regulan los rangos de variación de los distintos elementos, sales o parámetros de

calidad en la composición del agua potable. Sin embargo, no existe ningún tipo de regulación específica sobre los requisitos de calidad del agua marina desalinizada para riego agrícola.

Así como la reutilización de las aguas depuradas para riego está regulada en España mediante el RD 1620/2007, la utilización de agua marina desalinizada debería contar con una regulación de su composición. Esta necesidad ya se ha puesto de manifiesto en Israel, único país a escala internacional que ha desarrollado unas recomendaciones que debe cumplir el agua marina desalinizada para uso agrícola. Estas recomendaciones surgen de las lecciones aprendidas tras varios años de experiencia en riego agrícola con DSW de la planta de Ashkelon (Yermiyahu *et al.*, 2007) y fueron elaboradas por un comité creado específicamente para esta función (JC, 2007). La Tabla 3 recoge los parámetros de calidad de DSW para uso agrícola en Israel.

Tabla 3. Parámetros de calidad de DSW para uso agrícola en Israel. Fuente: Yermiyahu *et al.*, (2007).

WATER-QUALITY PARAMETERS AFTER DESALINATION		
Parameter	Water from Ashkelon desalination plant	Recommendation for domestic and agricultural usage
EC (dS/m)	0.2–0.3	<0.3
[Cl ⁻] (mg/liter)	15–20	<20
[Na ⁺] (mg/liter)	9–10	<20
[Ca ²⁺] (mg/liter)	40–46	32–48*
[Mg ²⁺] (mg/liter)	0	12–18
[SO ₄ ²⁻ -S] (mg/liter)	20–25	>30
[B] (mg/liter)	0.2–0.3	0.2–0.3
Alkalinity (mg/liter as CaCO ₃)	48–52	>80*
CCPP (mg/liter as CaCO ₃)	0.7–1.0	3–10*
pH	8.0–8.2	<8.5*

**Value based on the new Israeli recommendations for desalinated water.*

Otras recomendaciones de postratamiento del ROSW, más generales que las anteriores, son las propuestas por el Centro Canario del Agua en la “Guía para la remineralización de agua desalada” (Hernández-Suárez, 2010), que se recogen en la Tabla 4.

a

Tabla 4. Recomendaciones para el postratamiento de ROSW del Centro Canario del Agua.
Fuente: Hernández-Suárez (2010).

Parámetro	Rango
pH	8,2 ± 0,1
Alk, mg CaCO ₃ /L	56 ± 3
HCO ₃ ⁻ , mg/L	68 ± 3
Ca ²⁺ , mg/L	21 ± 2
CO ₂ , mg/L	0,7 ± 0,1
LSI (SM2330)	± 0,15

Según Hernández-Suárez (2010), la mayoría de las plantas deben añadir CO₂ después de la OI y antes de la remineralización para alcanzar los valores de esta tabla. La infradosificación de CO₂ produce una alcalinidad baja, lo que implica una baja capacidad tampón y una tendencia a acidificarse fácilmente por el CO₂ atmosférico. Este hecho, junto con el bajo contenido de Ca²⁺ hace que sea un agua inestable con tendencia a ser corrosiva, aspecto que será abordado en el epígrafe 4.5. Adicionalmente, Díaz *et al.* (2013) también indican que la sostenibilidad de los sistemas de riego con DSW de Lanzarote requiere la mejora de la calidad del DSW en lo referente a la reducción de los niveles de boro y a los procesos de remineralización para equilibrar las concentraciones de Ca²⁺ y Mg²⁺ respecto al Na⁺.

El cumplimiento de unos estándares de calidad, específicamente definidos para suministro de DSW para riego agrícola, minimizaría el riesgo de carencias nutricionales que afecten a la producción y calidad de los cultivos. Sin embargo, para alcanzar estos estándares es necesario someter al ROSW a procesos de remineralización específicos, cuyo coste encarece aún más la producción de DSW. Sin embargo, si no se garantizan estos estándares de calidad será el agricultor el que, mediante la fertirrigación, deberá asumirlos económicamente. Por tanto parece recomendable, además de fijar unos estándares de calidad, valorar convenientemente los costes para alcanzarlos en los procesos de remineralización en la planta desalinizadora.

El coste de remineralización mediante lechada de cal o lechos de calcita está en torno a 0,02-0,03 € m⁻³, mientras que los costes de explotación de la desalinización está en torno a 0,40-0,50 € m⁻³ (Hernández-Suárez, 2010). Sin embargo, estos procesos con cal o calcita solo incorporan Ca²⁺. Birnhack *et al.* (2009) investigaron un método basado en la disolución de dolomitas para incrementar la concentración de Mg²⁺ en el DSW, que además proporciona Ca²⁺ y alcalinidad. La dolomita solo se disuelve a pH muy bajo, por lo que es necesario bajar el pH del ROSW para facilitar su disolución, alcanzando un coste de 0,042 \$ m⁻³. Birnhack *et al.* (2010) también proponen un

proceso de postratamiento en planta para remineralizar el agua y dotarle de alcalinidad, que además proporciona Mg^{2+} que se toma del agua bruta con resinas de intercambio y se aporta al agua producto, una vez remineralizada, mediante su intercambio con Ca^{2+} . El proceso resulta en un agua de buena calidad agrícola, con un coste adicional sobre un postratamiento estándar de $0,01 \$ m^{-3}$. Penn *et al.* (2009) estiman el coste total de un postratamiento similar en $0,034 \$ m^{-3}$. Otros estudios más recientes (Birnhack, 2014) describen tratamientos para aportar Mg^{2+} al agua con sobrecostes por debajo de $0,01 \$ m^{-3}$.

Por lo tanto, actualmente existen técnicas que permiten adecuar las características del DSW a los requerimientos de los cultivos, mediante postratamientos que en su conjunto representan menos de un 10% del coste de producción del ROSW. Esta opción resulta claramente más económica que la mineralización mediante la fertirrigación en parcela. En este sentido, Yermiyahu *et al.* (2007) indican que los costes de la remineralización para suministrar mediante fertirrigación $24 mg L^{-1}$ y $12 mg L^{-1}$ de Ca^{2+} y Mg^{2+} respectivamente es aproximadamente $0,09 \$ m^{-3}$, claramente superior al de los postratamientos en planta para aportar concentraciones similares de Ca^{2+} y Mg^{2+} .

Además, si no se realizan los postratamientos de remineralización en la plantas desalinizadoras, los agricultores necesitarán sofisticados sistemas de control y fertirrigación para hacer frente a un agua de calidad variable. Estos sistemas deben incluir balsas de regulación de riego en parcela, sistemas de monitorización de la calidad del agua y sistemas de inyección de fertilizantes de rápida respuesta. Yermiyahu *et al.* (2007) estiman que estas adaptaciones podrían suponer costes de inversión en torno a $10.000 \$$ por cabezal de riego, además de importantes costes de explotación como el correspondiente al incremento en el aporte de nutrientes que, como ya se ha indicado, alcanza hasta los $3.500 \$ ha^{-1}$ en cultivos de pimiento en invernadero en Israel (Ben-Gal *et al.*, 2009).

4.3. Toxicidad específica a iones

Además del nivel de salinidad, la composición de las sales presentes en el agua de riego es determinante para su calidad agrícola, dado que los cultivos pueden presentar toxicidades específicas a elevadas concentraciones de determinados iones. Este riesgo de toxicidad específica a iones se evalúa mediante la presencia y concentración de iones fitotóxicos disueltos en el agua, y que una vez en el suelo representan un grave riesgo para el cultivo. Aunque su valor es específico para cada cultivo y está altamente influenciado por el manejo del riego, varios autores proponen unos niveles de riesgo generales, que se recogen en la Tabla 5 (Morris y Devitt, 1991).

El ROSW suele presentar contenidos de Na^{+} entre 50 y $150 mg L^{-1}$, lo que supone un riesgo de toxicidad media, por lo que en cultivos sensibles puede producir problemas como necrosis foliares (Martínez, 2009). Este riesgo es menor en cultivos con riego

localizado, donde el agua de riego no entra en contacto con las hojas de la planta, como es el caso general en la zona de estudio.

Tabla 5. Riesgo de toxicidad en cultivos en función de la concentración de Na^+ y Cl^- en el agua de riego. Fuente: Morris y Devitt (1991).

Ión	Bajo	Medio	Alto
Sodio (Na^+)	< 70 mg L ⁻¹ < 3 meq L ⁻¹	70 < Na^+ < 210 mg L ⁻¹ 3 < Na^+ < 9 meq L ⁻¹	> 210 mg L ⁻¹ > 9 meq L ⁻¹
Cloruro (Cl^-)	< 140 mg L ⁻¹ < 4 meq L ⁻¹	140 < Cl^- < 350 mg L ⁻¹ 4 < Cl^- < 10 meq L ⁻¹	> 350 mg L ⁻¹ > 10 meq L ⁻¹

El problema de toxicidad por Na^+ está muy extendido en distintas partes del mundo y es bien conocido por numerosos estudios de riegos con aguas de pozos salinos así como de aguas bicarbonatadas sódicas. Las medidas de control se mueven alrededor de las distintas técnicas de aplicación de calcio bien en forma de yeso, nitrato cálcico y hasta cloruro cálcico y compuestos solubles de calcio. En general, se considera que el sodio es un problema bien estudiado y las enmiendas de suelos y el control de la salinidad en superficie son técnicas bien conocidas y divulgadas entre los agricultores.

El ROSW suele presentar contenidos de Cl^- entre 100 y 300 mg L⁻¹, valores que representan un riesgo de toxicidad medio. En general, la sensibilidad al Cl^- y Na^+ de la mayoría de los cultivos herbáceos y leñosos está relacionada con su tolerancia a la salinidad (Maas y Hoffman, 1977). En la Tabla 6 se muestran los valores de tolerancia a la salinidad para varios cultivos hortícolas y leñosos propios de la zona de estudio, como primera referencia para evaluar posibles problemas por toxicidad al Cl^- y Na^+ . Estos valores se deben tomar como una guía a la hora de evaluar la toxicidad, para realizar una evaluación precisa se recomienda realizar ensayos con las variedades seleccionadas del cultivo y en condiciones de clima, suelo y manejo representativos de la zona en cuestión. Debido a que estos estudios son complejos generalmente se suele recurrir a estos valores tabulados.

La ANZECC (2000) también proporciona algunos valores específicos para cada cultivo de tolerancia a la concentración de Cl^- , que por coincidir parcialmente con los presentes en la zona de estudio se han incluido en la Tabla 7.

Tabla 6. Tolerancia a la salinidad para varios cultivos hortícolas y leñosos propios de la zona de estudio. Fuente: Maas y Hoffman (1977). Salinidad expresada en conductividad eléctrica del extracto de saturación del suelo (CE_e). La CE_e límite representa el valor umbral al partir del cual se afecta la productividad del cultivo y la pendiente la intensidad con que se produce el descenso de rendimiento.

Cultivo	CE_e límite ($dS\ m^{-1}$)	Pendiente (%)	Tolerancia
Cebolla	1,2	16	Sensible
Apio	1,8	4,8	Moderadamente sensible
Col Brócoli	2,8	9,2	Moderadamente sensible
Coliflor	1,8	6,2	Moderadamente sensible
Lechuga	1,3	10,2	Moderadamente sensible
Maíz dulce	1,7	12	Moderadamente sensible
Melón	1,7	12	Moderadamente sensible
Patata	1,7	9,4	Moderadamente sensible
Pepino	2	10,4	Moderadamente sensible
Pimiento	1,5	11,0	Moderadamente sensible
Sandía	0,9	9,0	Moderadamente sensible
Tomate	2,0	7,5	Moderadamente sensible
Alcachofa	6,1	11,5	Moderadamente sensible
Albaricoquero	1,6	24,0	Sensible
Almendro	1,5	19,0	Sensible
Mandarino	1,7	16,0	Sensible
Melocotonero	1,7	21,0	Sensible
Naranja	1,7	15,5	Sensible
Pomelo	1,7	16,0	Sensible
Limonero	1,5	19,0	Moderadamente sensible
Olivo	5,0	14,0	Moderadamente sensible



Tabla 7. Tabla de sensibilidad específica de diversos cultivos a la concentración de Cl^- en el agua de riego. Fuente: ANZECC (2000).

Tolerancia	Cl^- (mg L ⁻¹)	Cultivo
Sensible	< 178	Almendro, albaricoquero, ciruelo
Moderadamente sensible	178-355	Viña, pimiento, patata, tomate
Moderadamente tolerante	355-710	Alfalfa, cebada, maíz, pepino
Tolerante	>710	Coliflor, algodón, sésamo, sorgo, remolacha azucarera, algodón

Además de los iones Cl^- , Na^+ , el otro elemento cuya concentración en el ROSW puede producir toxicidad específica en los cultivos es el boro. El boro es un micronutriente esencial para las plantas, pero su exceso es altamente tóxico para muchos cultivos, siendo la diferencia entre los niveles requeridos y los que causan una toxicidad muy pequeña (Hilal *et al.*, 2011; Grieve *et al.*, 2012). Los efectos adversos de concentraciones excesivas de boro en los cultivos se han analizado en profundidad (Reid, 2007). Consisten principalmente en la reducción del crecimiento radicular al reducirse la división celular, el retraso en el crecimiento de brotes y raíces, la inhibición de la fotosíntesis, la disminución de la clorofila en hoja, etc. En la mayoría de los casos, los síntomas de toxicidad por boro son un oscurecimiento de los bordes de las hojas más viejas, amarillamiento de las puntas de las hojas verdes, e incremento de la caída de hojas, pudiendo llegar a producirse finalmente la muerte de la planta.

Muñoz *et al.* (2002) y Maas (1990) ofrecen sendas clasificaciones de los cultivos agrícolas en función de su tolerancia al boro. Se refiere a la máxima concentración de boro (mg L⁻¹) en el agua del suelo que no afecta a la producción. En la Tabla 8 se muestra la información proporcionada por dichos autores.

La concentración de boro en el extracto del suelo suele tender a igualarse con la concentración de boro en el agua de riego (CCA, 2003), por lo que el contenido de boro en el DSW debe mantenerse por debajo de los niveles de sensibilidad de los cultivos aplicando los postratamientos necesarios.

Adicionalmente, Ayers y Westcot (1985) recomiendan las siguientes características del agua de riego para evitar daños en los cultivos sensibles: concentración de boro inferior a 0,50 mg L⁻¹, sólidos disueltos totales inferiores a 450 mg L⁻¹, y concentración de Cl^- por debajo de 105 mg L⁻¹.

Tabla 8. Tabla de sensibilidad específica de diversos cultivos a la concentración de boro en el agua de riego Fuente: Adaptada de Muñoz et al. (2002) y Maas (1990).

Tolerancia	Boro (mg L^{-1})	Cultivos
Sensible	0,30 - 1,0	Manzana, cereza, limón, naranja, melocotón, pomelo, aguacate, albaricoque, higo, uva, ciruela y frijoles
Moderadamente tolerantes	1,0 - 2,05	Cebada, repollo, zanahoria, lechuga, cebolla, patata, calabaza, espinaca, tabaco, olivo, rosas, tomate y trigo
Tolerantes	2,05 - 4,0	Espárragos, arándanos, algodón, pepino, gladiolos, sésamo, tulipán, remolacha, haba, hierba y centeno.

También hay que tener en cuenta que la disponibilidad a nivel radicular de los distintos nutrientes en la solución del suelo depende no sólo de su concentración, sino también del pH. Así la absorción de boro se distribuye en función del pH según la Fig. 4 (Martínez, 2009).

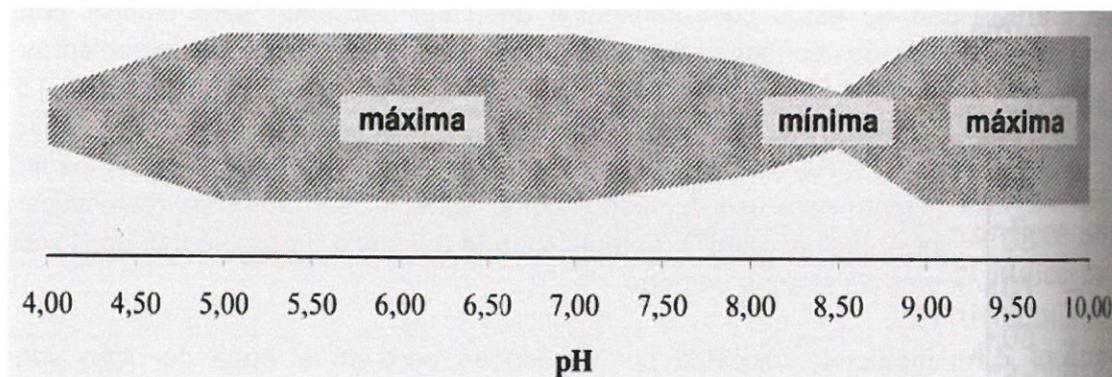


Figura 4. Distribución de la absorción de boro en función del pH. Fuente: Martínez (2009).

El problema del boro en el ROSW surge porque las membranas de OI dejan pasar gran parte del boro presente en el agua, lo que es problemático dada su alta concentración en el agua marina (Shaffer *et al.*, 2012). Así la concentración de boro en el agua subterránea del sur de Europa oscila habitualmente entre 0,5 y 1,5 mg L^{-1} , mientras que en el agua marina se eleva hasta los 4,5 mg L^{-1} (Yermiyahu *et al.*, 2007), presentando valores ligeramente superiores (en torno a 4,8 mg L^{-1}) en el Mediterráneo (Hilal *et al.*, 2011), y pudiendo llegar hasta los 7 mg L^{-1} en el golfo pérsico (Duranceau *et al.*, 2011).

Como se indicó en la Tabla 2, el nivel de eliminación del boro en el proceso de OI en condiciones de pH ácido o neutro está en torno al 71% para una sola etapa, por lo que si partimos de un valor de 4,8 mg L^{-1} en el Mediterráneo, el agua producida tendrá valores en torno a 1,39 mg L^{-1} , valor que supera el umbral de toxicidad de gran parte de los cultivos presentes en la zona de estudio. Yermiyahu *et al.* (2007) indican que en

la planta de Ashkelon, sin postratamientos específicos, se alcanzan concentraciones de boro en el ROSW en torno a 2 mg L^{-1} , concentración tóxica para numerosos cultivos, a excepción de los tolerantes (Maas, 1990). Hernández-Suárez (2010) indica que el DSW de las plantas de las Islas Canarias tiene niveles de boro alrededor de 1 mg L^{-1} y a veces hasta de $1,7 \text{ mg L}^{-1}$.

Por lo tanto, el alto contenido en boro del ROSW o del DSW puede ser un problema para cultivos sensibles. Para evitar problemas de toxicidad por boro el ROSW debe ser sometida a tratamientos adicionales (Taniguchi *et al.*, 2004; Bonnelye *et al.*, 2007), entre los que se encuentran:

- La aplicación de una segunda etapa de OI al ROSW.
- El control del pH antes del proceso de OI, ya que la retención del boro en las mismas es más elevado a pH alto. Se puede aumentar el pH hasta 9 ó 10 en el pretratamiento, llegando incluso el rechazo del boro al 99% para $\text{pH} = 11$.
- El tratamiento del ROSW de la OI con resinas de intercambio iónico.
- La mezcla del ROSW con otras fuentes de agua naturales para diluir la alta concentración de boro.

La efectividad de estos postratamientos debe ser suficiente para cumplir con los requerimientos de concentración de boro. En España, los requerimientos de concentración de boro en las plantas desalinizadoras del Programa Agua es de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, mientras que el estándar español y europeo para agua potable es de 1 mg L^{-1} (Zarzo *et al.*, 2013; RD 140/2003). En las plantas desalinizadoras de Israel los límites establecidos, tanto para uso doméstico como agrícola, son aún más restrictivos ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$; Yermiyahu *et al.*, 2007), garantizando la ausencia de problemas por toxicidad al boro presente en el agua de riego.

Algunos ejemplos de toxicidad por exceso de boro en el agua de riego son las afecciones a frutales en Eilat (Israel), con agua de riego de $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ de boro (Nable *et al.*, 1997), o las reducciones en la productividad de cultivos de cacahuete y tomate en Negev (Israel), con 2 mg L^{-1} de boro en el agua de riego (Ben-Gal y Shani, 2002). Zarzo *et al.* (2013) describen los problemas de toxicidad encontrados en cultivos de cítricos regados con aguas salobres con concentraciones de boro de 2 a 3 mg L^{-1} , indicando que estos problemas desaparecieron cuando dichas aguas salobres se desalinizaron por OI.

4.4. Riesgo de sodificación de suelos

Los cultivos requieren tener en el suelo un adecuado equilibrio entre humedad y aireación, que está directamente relacionado con la estructura del suelo. El uso de aguas de riego inadecuadas puede llegar a destruir esta estructura, produciendo su compactación, con la consecuente pérdida de permeabilidad y falta de aireación del suelo. Para controlar estos procesos se utiliza un índice denominado Relación de Adsorción de Sodio (SAR), que depende del equilibrio de concentraciones de Na^+

respecto a las de Ca^{2+} y Mg^{2+} . El SAR se calcula como una relación entre la concentración de sodio $[\text{Na}^+]$ y la suma de las concentraciones de calcio $[\text{Ca}^{2+}]$ y magnesio $[\text{Mg}^{2+}]$, todas ellas expresadas en miliequivalentes por litro, según la siguiente ecuación (Ayers y Westcot, 1985):

$$\text{SAR} = \frac{|\text{Na}|}{\sqrt{1/2 * (|\text{Ca}| + |\text{Mg}|)}}$$

El grado de restricción del uso de aguas con un determinado SAR también depende de la CE del agua de riego (Lahav *et al.*, 2010), de modo que cuanto menor es la CE del agua de riego mayor es el riesgo de sodificación del suelo, según se muestra en la Tabla 9.

Tabla 9. Riesgo potencial a medio-largo plazo de afectar las propiedades físicas del suelo y por tanto la productividad de los cultivos, en función del SAR y la conductividad del agua de riego. Fuente: Ayers y Westcot (1985).

SAR (mmol L ⁻¹) ^{0,5}	CE (μS cm ⁻¹)		
	Alto	Ligero a moderado	Ninguno
0 - 3	< 200	200 - 700	>700
3 - 6	< 300	300 - 1200	>1200
6 - 12	< 500	500 - 1900	>1900
12 - 20	< 1900	1900 - 2900	>2900
20 - 40	< 2900	2900 - 5000	>5000

Cuando el SAR se encuentra en la zona de riesgo de la Tabla 9, el Na^+ tiene la capacidad de ocupar el lugar del Ca^{2+} y Mg^{2+} en el complejo arcillo-húmico, lo que afecta a su estructura y por tanto a la capacidad de infiltración y aireación del suelo. Los riesgos de sodificación son más importantes en suelos con un contenido significativo de arcillas, mientras que en suelos arenosos el valor del SAR es menos crítico (Duranceau *et al.*, 2011). Del mismo modo, en zonas donde se produce un lavado del suelo de forma regular con agua sin sodio, como por ejemplo por fuertes y regulares concentraciones de lluvia estacional, el impacto de valores elevados de SAR es inferior (Duranceau *et al.*, 2011).

El SAR en el agua de mar es mayor de 10, y el del agua procedente de OI es mayor o igual que 9, lo que indica que, el ROSW aplicada directamente, puede ser perjudicial para la estructura de los suelos agrícolas. Valores tan elevados de SAR también dificultan la absorción de nutrientes por las plantas, ya que el exceso de sodio inhibe la absorción de otros cationes. De este modo se pueden presentar problemas de toxicidad en algunos cultivos por exceso de Na^+ respecto al Ca^{2+} y el Mg^{2+} . La aplicación de ROSW al riego agrícola requiere que se corrija el SAR mediante una remineralización en planta, o mediante la adición de Ca^{2+} y Mg^{2+} directamente en la fertirrigación.

Los postratamientos convencionales en planta disminuyen en SAR ligeramente, así en Canarias el SAR del agua producto de las distintas plantas de ROSW varía entre 6,9 y 8,5 (Díaz *et al.*, 2013). Estos mismos autores también recomiendan que los valores de Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} sean corregidos y equilibrados. Teniendo en cuenta la reducida salinidad del DSW, estos valores de SAR son preocupantes, especialmente si la salinidad del agua es muy baja (e.g. $300 \mu\text{S cm}^{-1}$), ya que en estas circunstancias serían necesarios al menos valores de SAR por debajo de 6 para evitar la sodificación del suelo (Rowe y Abdel-Magid, 1995).

Muchos estudios han concluido problemas de dispersión de arcillas, menores tasas de infiltración, menor conductividad hidráulica, etc. en el riego con aguas regeneradas con niveles altos de SAR (Leal *et al.*, 2009; Muyen *et al.*, 2011). Rouppet (2006) también indica que la aplicación de agua de muy baja mineralización está produciendo serios problemas en los suelos agrícolas de California. Estos problemas afectan tanto a la capacidad de infiltración del agua en el suelo como a la calidad de las cosechas, y se deben principalmente a carencias de Ca^{2+} . Rouppet indica que la CE del agua para penetrar profundamente en el suelo debe ser superior a $600 \mu\text{S cm}^{-1}$, ya que si es inferior se ve afectada la estructura del suelo con el consecuente incremento de los problemas de filtración de agua. También destaca que si no se repone el calcio existente en el perfil del suelo mediante el riego, acaba drenándose o siendo consumido por los cultivos y, a medio plazo, aparecen estos problemas.

Valdes-Abellan *et al.* (2014) evalúan los efectos a largo plazo sobre el suelo del riego con ROBW en la provincia de Alicante, en suelos similares a los de la zona de estudio. La simulación durante 30 años indica un incremento en la porosidad y conductividad hidráulica debido a la lenta pero continua disolución de yesos. Se trata de un caso muy singular, que no tiene por qué producirse cuando no hay presencia de yesos en el suelo.

No se ha encontrado ningún estudio que haya evaluado estos problemas en riego con DSW (Díez *et al.*, 2013). Ante la ausencia de otras referencias, se destaca que la normativa israelí establece un SAR máximo de 6 para aguas regeneradas (Lahav *et al.*, 2010).

4.5. Acidez y problemas de corrosión

El ROSW es considerada corrosiva dado su bajo contenido mineral. Aunque el conocimiento sobre su comportamiento en sistemas de distribución es escaso, se tiene constancia de importantes problemas que pueden surgir tras la incorporación de ROSW en los sistemas de distribución, especialmente corrosión interna de tuberías y elementos singulares, efecto inhibidores sobre los agentes desinfectantes, efectos sobre el mantenimiento de los elementos de operación y control, etc. Existe el reconocimiento general de la necesidad de estabilizar el ROSW para prevenir la

corrosión metálica y la disociación del cemento/hormigón que constituye muchos sistemas hidráulicos (Duranceau *et al.*, 2011).

La acidez del ROSW es elevada, presentando habitualmente un pH entre 5,6 y 6,2 antes de los postratamientos, lo que confirma su carácter altamente corrosivo (Hernández-Suárez, 2010). El índice más utilizado para evaluar la capacidad corrosiva del agua es el Índice de Langelier (LSI), que adquiere valores negativos para el ROSW (generalmente en torno a $LSI = -4,5$), lo que clasifica al ROSW como corrosiva. Por estas circunstancias, se acepta que el ROSW debe remineralizarse adecuadamente para evitar el deterioro de las instalaciones aguas abajo (Hernández-Suárez, 2010).

Diversos autores (Imran *et al.*, 2005; Taylor *et al.*, 2005; Lahav y Birnhack, 2007; Lahav *et al.*, 2009) indican que existen muchos estudios sobre los problemas potenciales que pueden presentarse cuando se mezclan aguas de distintas calidades de forma intermitente en sistemas de distribución. Estos autores exponen que la estabilidad química del agua depende de tres parámetros; (1) su capacidad tampón, es decir, la capacidad del agua de mitigar cambios sustanciales de pH cuando una base o ácido fuerte es añadida, (2) la predisposición del agua a precipitar $CaCO_3$ que se puede controlar mediante una variedad de índices cualitativos (*e.g.* Índice de Langelier) y cuantitativos (*e.g.* potencial de precipitación de carbonato, CCPP) y (3) la concentración de Ca^{2+} en el agua. El cuarto parámetro relevante a considerar es el pH, pero es una variable dependiente de los tres parámetros anteriores. El efecto corrosivo se puede presentar en (1) aguas con baja salinidad, que presentan baja alcalinidad y dureza y son ligeramente ácidas, como el ROSW y el ROBW, y (2) aguas continentales con alto contenido relativo de Ca^{2+} y alcalinidad, pero potencial de precipitación de calcio (CCPP) negativo. Para evitar estos problemas, Lahav y Birnhack (2007) sugieren los criterios de calidad recogidos en la Tabla 10, que posteriormente se recogen parcialmente en las recomendaciones para aguas desalinizadas de Israel (Yermiyahu *et al.*, 2007).

Tabla 10. Criterios de calidad que debe cumplir el DSW para evitar problemas en sistemas de distribución de agua. Fuente: Lahav y Birnhack (2007).

Parámetro	Valores recomendados
Alcalinidad	$> 80 \text{ mg L}^{-1}$ de $CaCO_3$
Ca^{2+}	$80 < Ca^{2+} < 120 \text{ mg L}^{-1}$ como $CaCO_3$
CCPP	$3 < CCPP < 10 \text{ mg L}^{-1}$ de $CaCO_3$
pH	pH $< 8,5$

Por tanto se recomiendan valores altos de alcalinidad ($CaCO_3$) para aumentar la capacidad tampón del agua, reducir la corrosión en sistemas de distribución, prevenir la disolución de iones metálicos en el agua y estabilizar el pH cuando se añaden fertilizantes ácidos o básicos (Lew *et al.*, 2009; Birnhack *et al.*, 2011). La limitación en

los valores de pH se ajusta bien a las recomendaciones de pH del agua para riego agrícola, que se establecen entre 6,5 a 8,4 (Ayers y Westcot, 1985).

Por lo tanto, teniendo en cuenta estas recomendaciones, en el postratamiento de ROSW deben considerarse dos aspectos (Lahav y Birnhack, 2007). En primer lugar el equilibrio químico del agua con el fin de eliminar su alta agresividad y así proteger las redes de distribución. El segundo se refiere al contenido de dureza del agua, donde se recomiendan valores superiores a 80 mg L^{-1} como CaCO_3 .

La práctica más habitual de alcanzar estos requerimientos es la mezcla de ROSW o ROBW con aguas superficiales con alto contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} , y en el caso de que no sea posible se recurre a la aportación de enmiendas cálcicas como Ca(OH)_2 , CaCl_2 o CaSO_4 , pero en algunos casos pueden llevar implícito un incremento de Cl^- o SO_4^{2-} en el agua resultante. En el caso de plantas de DSW, varios autores hacen referencia a tratamientos adicionales para aumentar el pH después del postratamiento con lechos de calcita, con la adición de $2\text{-}4 \text{ mg L}^{-1}$ de Na(OH) . El coste de estos postratamiento es considerablemente reducido frente a los de la OI propiamente dicha.

Lahav *et al.* (2009) estudian un problema semejante al que se presenta en la zona de estudio. Analizan como la mezcla de DSW con aguas superficiales y/o subterráneas puede resultar en aguas que tengan un potencial negativo de precipitación de carbonato (CCPP), dando lugar a inestabilidad química. Esta inestabilidad química también puede dar lugar a corrosión metálica y desagregación de elementos de cemento/hormigón. Estos autores emplean un modelo para simular el pH y el CCPP en redes de distribución de agua abastecidas con DSW y aguas superficiales y/o subterráneas. Sus simulaciones demuestran para la situación actual de suministro de una red abastecida por las tres fuentes en Israel que el aumento de la alcalinidad del agua desalada desde 50 a 100 mg L^{-1} de CaCO_3 da lugar a valores positivos del CCPP, mientras que mantener DSW con los valores propios con que se producen en las plantas desalinizadoras de Ashkelon y Palmachim ($< 50 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3) da lugar a valores del CCPP negativos en la red. La conclusión de su estudio es que es necesario elevar la alcalinidad del DSW considerado.

Lahav *et al.* (2009) también plantean otros posibles efectos de la mezcla de aguas con poca capacidad tampón en redes de riego, como el *red water*, que se produce como consecuencia del desprendimiento de los óxidos de hierro de la superficie interior de los tubos metálicos, lo que es muy problemático en sistemas de suministro urbano; o el aumento de la rugosidad en las tuberías de la red y la energía requerida por la corrosión de tuberías/elementos metálicos.

Lahav *et al.* (2009) señalan que el suministro de DSW y DBW con bajos niveles de alcalinidad es frecuente dado la necesidad de minimizar los costes de los postratamientos y la ambigüedad de criterios de calidad existente. Por ejemplo, las plantas desalinizadoras de Kuwait suministran agua con una alcalinidad de 50 a 80 mg L^{-1} de CaCO_3 (Odone, 2002); la planta de Khekelia en Chipre se diseñó para suministrar agua con una alcalinidad de solo 30 mg L^{-1} de CaCO_3 (Marangou y

Savvides, 2001); y seis grandes plantas desalinizadoras en California suministran agua con una alcalinidad de 40 a 60 mg L⁻¹ de CaCO₃ (USDI, 1995). En general, en España las plantas desalinizadoras están diseñadas para suministrar agua con una alcalinidad en torno a 36 mg L⁻¹ de CaCO₃ (Lahav *et al.*, 2009).

4.6. Gestión del agua en parcela

Las deficiencias minerales en el agua de riego se pueden producir tanto por un suministro constante de agua de bajo contenido mineral como por un suministro compuesto de fuentes de calidad o contenido mineral irregular (Avni *et al.*, 2013).

En el primer caso, cuando el suministro de DSW es el único disponible, los regantes recibirán continuamente agua de bajo contenido mineral. Este problema se puede afrontar con la programación de postratamientos adecuados en la planta desalinizadora, que garanticen la adición de los minerales necesarios para el riego agrícola, así como una homogeneidad a lo largo del tiempo en las características del DSW. De esta forma el agricultor podrá ajustar sus programas de fertirrigación sin modificaciones sustanciales de sus instalaciones de riego. Otra opción es que las carencias nutricionales se realicen directamente mediante la reprogramación de la fertirrigación en parcela. Para ambas opciones la homogeneidad en cuanto a calidad del DSW suministrado es de notable importancia para el agricultor, ya que si la calidad del agua es variable deberá dotar su explotación de los medios necesarios para el seguimiento de la calidad del agua suministrada y el rápido ajuste de su sistema de fertirrigación. También hay que destacar que para ambas opciones, la remineralización representa un coste adicional, pero cambia el agente que lo asume del productor/suministrador de DSW al agricultor.

En el segundo caso, cuando la Comunidad de Regantes disponga de fuentes de suministro de agua de distinto origen y calidad, incluyendo DSW, la composición final de agua de riego será probablemente irregular, con continuas variaciones en su contenido mineral a lo largo del tiempo. En este caso la gestión del agua en parcela se complica bastante, ya que el agricultor necesita tener información precisa sobre el contenido mineral del agua que recibe en cada momento para proceder a una constante adaptación de sus programas de fertirrigación. Además el agricultor asumirá un riesgo adicional, ya que la carencia de información adecuada para la fertirrigación puede conducir a la aplicación de excesos minerales cuando se asuma que el contenido mineral del agua sea bajo y, en cambio, sea suficiente.

Por tanto, la incorporación de DSW al riego agrícola conlleva un importante aumento de la capacidad de control y gestión del agua de riego en parcela. En este sentido, Yermiyahu *et al.* (2007) indican que si no se realizan los postratamientos necesarios en la planta desalinizadora, los agricultores necesitarán sofisticados sistemas de control y fertirrigación para hacer frente a un agua de riego con unas necesidades de fertirrigación variables. Estos sistemas deben incluir balsas de regulación de riego en parcela, sistemas de monitorización de la calidad del agua y sistemas de inyección de



fertilizantes de rápida respuesta. Estos autores estiman que estas adaptaciones podrían suponer costes de inversión en torno a 10.000 \$ por cabezal de riego en Israel, además de importantes costes de explotación debidos al incremento en el aporte de nutrientes.

Otra alternativa para adecuar la calidad del ROSW a las necesidades de los cultivos es mediante la mezcla con agua continental de mayor mineralización, lo que puede conllevar un ahorro importante en fertilizantes, ya que las necesidades de remineralización se reducen e incluso se eliminan (Ben-Gal *et al.*, 2009). La cuestión es dónde, cuándo y en qué proporciones mezclar las aguas de distintas calidades, así como controlar la calidad del agua obtenida (Avni *et al.*, 2013). Todas estas tareas pueden suponer nuevamente un encarecimiento de la gestión en parcela del agua de riego.

Ben-Gal *et al.* (2009) evalúan dos estrategias de gestión de ROBW producida en parcela con el fin de corregir las carencias nutricionales de Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} . Las estrategias consideradas para suministrar estos nutrientes son; (1) fertilización directa en el agua de riego y (2) mezcla del ROBW con otras aguas salobres subterráneas. La evaluación se realiza mediante el análisis de la producción en un cultivo de pimiento en invernadero. En primer lugar se compara el riego directo con ROBW ($\text{CE} = 3200 \mu\text{S cm}^{-1}$) con agua del mismo origen desalinizada por OI ($\text{CE} = 400 \mu\text{S cm}^{-1}$). El uso del agua desalinizada supuso un incremento de la producción de casi el 50%, al mismo tiempo que permitió reducir el agua de riego a la mitad, al reducirse drásticamente la fracción de lavado. Sin embargo, el coste de corregir las carencias nutricionales en Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} del ROSW fue muy elevado ($0,50 \$ \text{m}^{-3}$). La segunda propuesta de manejo consiste en mezclar un 30% de agua salobre con un 70% de ROBW, lo que permite recuperar unos niveles aceptables de Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} , resultando una $\text{CE} = 1350 \mu\text{S cm}^{-1}$. El uso de esta mezcla de agua sólo supuso una disminución del 10% de la producción en comparación con el ROBW, pero con un consumo de agua un 50% superior. El coste medioambiental de utilizar la mezcla de aguas frente al agua desalada también se consideró importante, ya que pasar de $\text{CE} = 400 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $\text{CE} = 1350 \mu\text{S cm}^{-1}$ supone una aportación 5 veces superior de sales al suelo, lo que representa una transferencia de sales y contaminantes a la fracción de lavado (más allá de la zona radicular del cultivo), que acabarán formando parte del sistema hidrológico. Este estudio pone de manifiesto las múltiples posibilidades u opciones de manejo del agua desalinizada a nivel de parcela, y la necesidad de estudios específicos en cada zona agrícola para identificar aquellas más recomendables para cada agricultor.

5. Caso de estudio: descripción y calidad del agua

5.1. Singularidad de la gestión del agua en la zona de estudio

Este informe recoge un caso de estudio de especial interés para el SCRATS. En él se analizarán los posibles efectos de la incorporación tanto de agua marina osmotizada (ROSW) como de agua marina osmotizada y remineralizada (DSW) a los usuarios del Canal del Campo de Cartagena, así como la posible mitigación de estos efectos mediante la mezcla de estos recursos no convencionales con el agua continental habitualmente disponible en la zona (CSW). Se ha considerado este caso de estudio por corresponder a un escenario que se está produciendo en la actualidad como consecuencia de la adquisición de agua desalinizada por parte de comunidades de regantes del interior de la Cuenca del Segura, y la posterior solicitud de intercambio de las mismas por derechos del Trasvase Tajo-Segura correspondientes a los usuarios del Canal del Campo de Cartagena. La proyección futura de este tipo de intercambios hace pensar que la incorporación de agua desalinizada afectará principalmente a las comunidades de regantes de la costa, y especialmente a la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena.

La infraestructura hidráulica actualmente disponible para la incorporación de ROSW o DSW a las zonas regables del Campo de Cartagena condiciona las posibles opciones de gestión. En este sentido, actualmente ya existe una impulsión desde la planta desalinizadora de Torre Vieja hasta el embalse de La Pedrera, mediante la cual se puede incorporar el agua desalinizada al sistema tradicional de distribución de agua del postrasvase Tajo-Segura. Este sistema se compone del embalse de La Pedrera, donde se reciben las aguas superficiales derivadas en el Azud de Ojós mediante la impulsión del margen izquierdo del Río Segura, y del Canal del Campo de Cartagena, que abastece a distintas comunidades de regantes, entre las que destaca por su tamaño la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena. A lo largo del Canal se producen algunos aportes de agua salobre desalinizada y aguas residuales regeneradas, pero dada su limitada importancia no se considerarán en este estudio.

También se podría considerar la posibilidad de incorporar en la gestión del agua desalinizada cantidades reducidas de agua salobre de los acuíferos subyacentes en la zona de estudio, que en general no es apta para el riego directo. En este sentido cabe mencionar que el estado general de sobreexplotación de los acuíferos costeros en la zona Mediterránea (OECD, 2008), y en especial los de la zona de estudio, limita sustancialmente la perspectiva de recurrir a estas aguas para realizar mezclas sistemáticas con agua procedente de desalinización. Por este motivo no se han considerado en este estudio, aunque su incorporación se podría realizar también mediante una segunda mezcla a nivel de parcela por parte de los agricultores.

Considerando la infraestructura hidráulica existente, se han definido dos escenarios para el caso de estudio, que se esquematizan en la Fig. 5 y se analizan en el epígrafe 6. El primer escenario se basa en la incorporación de agua marina osmotizada y sin

postratamientos de remineralización (ROSW) directamente al embalse de La Pedrera, donde se mezclaría con el CSW. En este escenario se simularán proporciones de mezcla del ROSW entre el 0 y el 100%. El segundo escenario es similar al primero, pero considerando que el agua suministrada desde la planta de Torrevieja ha sido sometida a tratamientos convencionales de remineralización, es decir, se trata de DSW actualmente suministrado por la planta desalinizadora de Torrevieja. Nuevamente se simularán proporciones de mezcla del DSW entre el 0 y el 100%. Cabe destacar que la única diferencia entre ambos escenarios es el sometimiento del agua osmotizada en la planta de Torrevieja a procesos de remineralización antes de incorporarla al embalse de La Pedrera.

Los principales objetivos de este caso de estudio son; (1) determinar la proporción de mezcla en el embalse de La Pedrera de ROSW ó DSW con CSW más recomendable para prevenir los posibles efectos agronómicos asociados al agua marina desalinizada, ya expuestos en el epígrafe 4; y (2) determinar hasta qué punto son necesarios o recomendables los procesos de remineralización en la planta de Torrevieja.



Leyenda:

CSW (*Continental Surface Water*): Agua de origen superficial.

DSW (*Desalinated Sea Water*): Agua marina desalinizada por osmosis inversa y remineralizada.

ROSW (*Reverse Osmosis Sea Water*): Agua marina osmotizada.

Figura 5. Esquema del sistema de distribución de agua de riego a los usuarios del Canal del Campo de Cartagena y escenarios de mezcla analizados.

5.2. Calidad agronómica de las aguas consideradas

Como se muestra en la Fig. 5, en el caso de estudio se han manejado tres tipos de agua diferentes: ROSW, DSW y CSW. A continuación se define y caracteriza la composición química de cada una de ellas, indicando las fuentes de información empleadas para dicha caracterización.

- ROSW. Se refiere al agua marina osmotizada sin postratamientos de remineralización en planta. Su composición, recogida en la Tabla 11, se ha obtenido de la “Guía para la remineralización de las aguas desaladas” (Hernández-Suárez, 2010) donde se detallan los valores medios de seis plantas desalinizadoras de agua marina localizadas en las Islas Canarias. No ha sido posible utilizar analíticas del agua osmotizada de la planta desalinizadora de Torre Vieja, a pesar de haberlas solicitado a la empresa propietaria por diversos medios y en numerosas ocasiones.
La composición del agua marina resultante de un proceso de OI puede presentar variaciones en función de la modernidad de la tecnología de OI empleada, del envejecimiento de las membranas y del nivel de control del proceso productivo. La Tabla 11 recoge los valores medios de las 6 plantas desalinizadoras indicadas, que han sido medidas in situ, es decir, que reflejan las condiciones de calidad del permeado a la salida del bastidor.
- DSW. Se refiere al agua procedente de plantas desalinizadoras de agua marina, una vez sometida a postratamientos habituales de remineralización con el objetivo de cumplir los criterios de calidad establecidos en el Real Decreto 140/2003 para suministro de agua potable. La información recogida en la Tabla 12 corresponde a analíticas del agua producto suministrada desde la planta desalinizadora de Torre Vieja, obtenidas de fuentes secundarias, ya que nuestra solicitud a la empresa propietaria tampoco fue atendida.
- CSW. Se refiere al agua continental con que habitualmente se abastecen los usuarios del Canal del Campo de Cartagena, y que es almacenada en el embalse de La Pedrera. Su composición se recoge en la Tabla 13 y corresponde a los valores promedio de distintas analíticas del agua suministrada por el embalse de La Pedrera durante el periodo 2012-2014, que han sido proporcionadas por el SCRATS (SCRATS, 2014).

Además, en la Tabla 14 se recogen los niveles de referencia de los distintos parámetros de calidad para el agua de uso agrícola, obtenidos de Ayers y Westcot (1985). Estos niveles se utilizarán para discutir la calidad del agua considerada y sus posibles mezclas en los dos casos de estudio.

Tabla 11. Analítica del agua osmotizada (ROSW) de seis plantas desalinizadoras de agua marina en condiciones normales de operación. Fuente: Hernández-Suárez (2010).

Parámetro	Unidades	Planta 1	Planta 2	Planta 3	Planta 4	Planta 5	Planta 6	Media
pH		6,6	5,2	5,2	5,4	5,3	5,3	5,7
CE ₂₅	μS cm ⁻¹	667	584	240	693	358	670	442
T ^a	°C	24	22	22	26	23	22	22
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	1,7	1,5	0,8	2,0	1,1	2,4	2
CO ₂	mg L ⁻¹	0,8	7,8	11,6	15,9	9,9	4,7	8,5
Ca ²⁺	mg L ⁻¹	1,2	1,5	1,9	1,2	1,0	1,8	1,4
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	2,3	2,0	2,7	2,7	1,8	2,9	2,4
Na ⁺	mg L ⁻¹	-	90,1	35,6	107,2	58,3	-	72,8
K ⁺	mg L ⁻¹	-	3,9	1,5	5,3	3,6	-	3,6
Cl ⁻	mg L ⁻¹	-	168,1	64,0	203,5	107,7	-	135,8
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	-	4,3	4,7	5,3	8,8	-	5,8
B ³⁺	mg L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	1,0*
STD	mg L ⁻¹	-	275	118	26	168	-	222
Langelier		-4,49	-5,55	-5,83	-5,70	-5,90	-5,26	-5,46
Dureza CaCO ₃	mg L ⁻¹	12	12	16	14	10	17	14
Alcalinidad CaCO ₃	mg L ⁻¹	1,6	2,2	0,7	1,6	0,9	2,0	1,3
SAR	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}	-	11,3	3,9	12,5	8,2	-	12,2

* El valor de B³⁺ se han tomado de CCA (2003), al no dispone de este valor en el documento de referencia.

Las analíticas de ROSW procedentes de seis plantas desalinizadoras localizadas en las Islas Canarias indican que se trata de aguas “blandas” (dureza = 14 mg L⁻¹ como CaCO₃) y de “muy baja alcalinidad” (alcalinidad = 1,3 mg L⁻¹ de CaCO₃), y altamente corrosivas (LSI = -5,46). Las concentraciones de los cationes de Ca²⁺, Mg²⁺ y SO₄²⁻ (1,4; 2,4 y 5,8 mg L⁻¹ respectivamente) son claramente inferiores a las necesidades de los cultivos y a las concentraciones mínimas de estos elementos recomendadas en las aguas desalinizadas para riego agrícola (Yermiyahu *et al.*, 2007), lo que es normal al tratarse de agua osmotizada. De acuerdo con los valores de referencia para interpretar las analíticas de la calidad de agua para riego propuestos por Ayers y Westcot (1985, Tabla 14), el riesgo de salinización del suelo es “nulo” (CE = 442 μS cm⁻¹ y STD: 637 mg L⁻¹), pero el riesgo de alcalinización del suelo es “alto” (SAR = 12,2 y CE = 442 μS cm⁻¹). La fitotoxocidad por Na⁺ es “media” (Na⁺ = 72,8 mg L⁻¹, Tabla 5), la

correspondiente al Cl^- es “baja” ($\text{Cl}^- = 135,8 \text{ mg L}^{-1}$, Tabla 5) y la concentración de boro puede producir daños en cultivos sensibles (boro = 1 mg L^{-1} , Tabla 8).

Tabla 12. Analítica del agua producto (DSW) para consumo humano, de la planta desalinizadora de Torrevieja. Fuente: AAIT (2014).

Parámetro	Unidades	Media
pH		8,3
CE_{20}	$\mu\text{S cm}^{-1}$	461
T^a	$^{\circ}\text{C}$	20
HCO_3^-	mg L^{-1}	71
Ca^{2+}	mg L^{-1}	29
Mg^{2+}	mg L^{-1}	4,3
Na^+	mg L^{-1}	86
K^+	mg L^{-1}	3,9
Cl^-	mg L^{-1}	147
SO_4^{2-}	mg L^{-1}	6,6
B^{3+}	mg L^{-1}	0,56
STD	mg L^{-1}	313
Langelier (LSI)	-	0,12*
Dureza CaCO_3	mg L^{-1}	90,0*
Alcalinidad CaCO_3	mg L^{-1}	60,0*
SAR	$(\text{mmol L}^{-1})^{0,5}$	5,56*

*Valores calculados

La analítica del agua producto (DSW) procedente de la planta desalinizadora ha sido remineralizada para ajustar su composición a los requerimientos para consumo humano (RD 140/2003). Se trata de un agua “moderadamente dura” (dureza 90 mg L^{-1} como CaCO_3), de alcalinidad “media” (alcalinidad 60 mg L^{-1} de CaCO_3) y en equilibrio químico (LSI = 0,12). Las concentraciones de los iones de Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} (29 ; $4,3$ y $6,6 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente) se ajustan a la normativa para agua destinada a consumo humano, pero no las recomendaciones para agua con destino a riego agrícola (Yermiyahu *et al.*, 2007, Tabla 3). Según la clasificación de Ayers y Westcot (1985), el riesgo de salinización del suelo es “nulo” ($\text{CE} = 461 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $\text{STD} = 313 \text{ mg L}^{-1}$), pero el riesgo de alcalinización del suelo es “moderado” ($\text{SAR} = 5,56$ y $\text{CE} = 461 \mu\text{S cm}^{-1}$). La fitotoxicidad de la concentración de Na^+ y Cl^- es “media” en ambos casos ($\text{Na}^+ = 86 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Cl}^- = 147 \text{ mg L}^{-1}$, Tabla 5) y la concentración de boro puede producir daños en cultivos sensibles (boro = $0,56 \text{ mg L}^{-1}$, Tabla 8).

Tabla 13. Analítica del agua continental almacenada en el embalse de La Pedrera (CSW) correspondiente a cuatro muestras analizadas durante el periodo 2012-2014. Fuente: SCRATS (2014).

Parámetro	Unidades	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Muestra 4	Media
pH		8,3	8,5	8,4	8,3	8,4
CE ₂₀	μS cm ⁻¹	780	830	880	860	934
T ^a	°C	22	22	22	22	22
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	200	200	200	180	195
CO ₂	mg L ⁻¹	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5,0
Ca ²⁺	mg L ⁻¹	100	99	97	97	98,3
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	42	43	43	40	42,0
Na ⁺	mg L ⁻¹	43	53	58	43	49,3
K ⁺	mg L ⁻¹	3	3,3	3,7	3,1	3,3
Cl ⁻	mg L ⁻¹	62	84	79	57	70,5
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	340	350	230	220	279,0
B ³⁺	mg L ⁻¹	0,10	0,17	0,12	0,12	0,13
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	1,3	1,4	1,6	1,7	1,5
H ₂ PO ₄	mg L ⁻¹	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,5
STD	mg L ⁻¹	691	734	612	552	647
Langelier (LSI)	-	1,11	1,30	1,18	1,04	1,18
Dureza CaCO ₃	mg L ⁻¹	425	427	422	409	421
Alcalinidad CaCO ₃	mg L ⁻¹	172,4	172,4	172,4	156,0	168,3
SAR	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}	0,91	1,12	1,20	0,92	1,48

Las analíticas del agua procedente del embalse de La Pedrera indican que se trata de un agua “muy dura” (dureza 421 mg L⁻¹ como CaCO₃) y de alcalinidad “muy alta” (alcalinidad 168,3 mg L⁻¹ de CaCO₃) y con LSI = 1, lo que implica que es un agua con tendencia incrustante. Las concentraciones de los cationes de Ca²⁺, Mg²⁺ y SO₄²⁻ (98,3; 42,0 y 297,0 mg L⁻¹ respectivamente) garantizan sobradamente el suministro de las necesidades de estos nutrientes en todos los cultivos. De acuerdo con los valores

de referencia para interpretar las analíticas de la calidad del agua para riego propuestos por Ayers y Westcot (1985) en la Tabla 14, no se identifica ningún problema potencial para su uso como agua de riego: el riesgo de salinización del suelo es “moderado” ($CE = 934 \mu\text{S cm}^{-1}$ y $STD = 647 \text{ mg L}^{-1}$), el riesgo de alcalinización del suelo es “nulo” ($SAR = 1,48$ y $CE = 934 \mu\text{S cm}^{-1}$). La toxicidad específica a la concentración de Na^+ así como a la de Cl^- es “baja” ($\text{Na}^+ = 49,3 \text{ mg L}^{-1}$; $\text{Cl}^- = 70,5; \text{mg L}^{-1}$, Tabla 5) y la de boro está por debajo del nivel de afección a los cultivos sensibles (boro: $0,13 \text{ mg L}^{-1}$, Tabla 8). Por lo tanto se trata de un agua de muy buena calidad, como bien saben los regantes de las zonas regables asociadas al Trasvase Tajo-Segura. Además presenta una composición muy adecuada para compensar las carencias de las aguas poco mineralizadas mediante mezcla, como es el caso del DSW y, especialmente, el ROSW.

Tabla 14. Guía para interpretar las analíticas de la calidad de agua para riego. Fuente: Adaptada de Ayers y Westcot (1985) por Pedrero et al. (2010).

Potential irrigation problem	Units	Degree on restriction on use		
		None	Moderate	Severe
Salinity				
EC_w	dS/m	≤ 0.7	0.7-3.0	≥ 3.0
TDS	mg/l	450	450-2000	2000
Permeability (effects of infiltration rate of water into the soil. Evaluate using EC_w and SAR together)				
	SAR = 0-3	$EC_w \geq 0.7$	EC_w 0.7-0.2	$EC_w \leq 0.2$
	SAR = 3-6	$EC_w \geq 1.2$	EC_w 1.2-0.3	$EC_w \leq 0.3$
	SAR = 6-12	$EC_w \geq 1.9$	EC_w 1.9-0.5	$EC_w \leq 0.5$
	SAR = 12-20	$EC_w \geq 2.9$	EC_w 2.9-1.3	$EC_w \leq 1.3$
	SAR = 20-40	$EC_w \geq 5.0$	EC_w 5.0-2.9	$EC_w \leq 2.9$
Specific ion toxicity				
Sodium (Na)	mg/l	≤ 3	3-9	≥ 9
Surface irrigation	mg/l	≤ 70	> 70	
Sprinkler irrigation				
Chloride (Cl)	mg/l	≤ 140	140-350	≥ 350
Surface irrigation	mg/l	≤ 100	> 100	
Sprinkler irrigation				
Boron (B)	mg/l	≤ 0.7	0.7-3	≥ 3
Surface-sprinkler irrigation				
Miscellaneous effects				
Nitrogen (Total N)	mg/l	≤ 5	5-30	≥ 30
Bicarbonate (overhead sprinkling only)	mg/l	≤ 90	90-500	≥ 500
Residual chlorine (overhead sprinkler only)	mg/l	≤ 1	1-5	≥ 5
pH			Normal range 6.5-8.4	

6. Caso de estudio: sensibilidad de los usuarios de Canal del Campo de Cartagena al uso de agua marina desalinizada

6.1. Escenarios de mezcla de aguas

Si el agua marina desalinizada se destina a uso agrícola, la mezcla con otras aguas de origen natural es, en la mayoría de los casos, la estrategia más económica para adecuar su composición a los requerimientos para riego agrícola (Yermiyahu *et al.*, 2007). La mezcla del ROSW o DSW con aguas continentales, ya sean superficiales o subterráneas, puede permitir prevenir los problemas agronómicos asociados a la su escasa mineralización y los desequilibrios en su composición (Ben-Gal *et al.*, 2009), minimizando el coste del postratamiento en planta o de la reprogramación de la fertirrigación en parcela.

A continuación se realiza una modelización predictiva de la calidad del agua de riego en el embalse de La Pedrera bajo distintos escenarios de mezcla, tomando como datos de partida las analíticas de ROSW, DSW y CSW recogidas en las Tablas 11, 12 y 13 respectivamente. Los escenarios de mezcla planteados en este estudio preliminar han sido los siguientes:

- **Escenario 1 (CSW + ROSW):** mezcla del agua continental procedente del embalse de La Pedrera (CSW) con agua marina osmotizada de calidad representativa de varias plantas desalinizadoras (ROSW).
- **Escenario 2 (CSW + DSW):** mezcla del agua continental procedente del embalse de La Pedrera (CSW) con agua marina desalinizada y con postratamientos procedente de la planta desalinizadora de Torrevieja (DSW).

En ambos escenarios se han modelizado las mezclas considerando proporciones de cada uno de las aguas entre el 0 y 100%, con incrementos del 10%. La modelización se ha realizado con el programa PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 2013) desarrollado por *United States Geological Survey (USA)*.

Con los resultados obtenidos se discute cual es la proporción de mezcla más adecuada en cada uno de los escenarios con el fin de garantizar las concentraciones recomendadas de nutrientes básicos para los cultivos como, Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} lo que descartaría la fertilización adicional con dichos elementos. Además se analiza el efecto de las mezclas en las concentraciones de elementos fitotóxicos como Cl^- , Na^+ y boro, así como su posible afección a cultivos sensibles. Finalmente, los resultados también ponen de manifiesto hasta qué punto son necesarios o recomendables los procesos de remineralización en la planta cuando se dispone de aguas continentales adecuadas para la mezcla.

Escenario 1

La Tabla 15 resume los resultados de las simulaciones del escenario 1, mezcla de CSW procedente del embalse de La Pedrera con agua marina osmotizada de calidad representativa de varias plantas desalinizadoras (ROSW).

Tabla 15. Composición del agua resultante de la mezcla de CSW y ROSW en distintas proporciones.

Parámetro	Unidades	Porcentaje de ROSW en la mezcla							
		0 %	20 %	50 %	60 %	70 %	80 %	90 %	100 %
pH		8,4	8,3	7,9	7,7	7,5	7,2	6,8	5,7
CE ₂₅	μS cm ⁻¹	934	853	718	669	616	561	501	442
T ^a	°C	22	22	22	22	22	22	22	22
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	195	151	99	81	62	42	22	2
Ca ²⁺	mg L ⁻¹	98	79	50	40	31	21	11	1
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	42	34	22	18	14	10	6	2
Na ⁺	mg L ⁻¹	49	54	61	63	66	68	70	73
K ⁺	mg L ⁻¹	3,3	3,4	3,4	3,5	3,5	3,5	3,5	3,6
Cl ⁻	mg L ⁻¹	71	84	103	110	116	123	129	136
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	279	229	145	115	90	62	34	6
B ³⁺	mg L ⁻¹	0,13	0,30	0,57	0,65	0,74	0,83	0,91	1,0
STD	mg L ⁻¹	647	560	435	391	352	310	269	222
Dureza CaCO ₃	mg L ⁻¹	421	340	217	176	136	95	54	14
Alcalinidad CaCO ₃	mg L ⁻¹	168	135	85	68	52	35	18	1
SAR	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}	1,5	1,8	2,6	2,9	3,5	4,3	5,9	12,2

Escenario 2

La Tabla 16 resume los resultados de las simulaciones del escenario 2, mezcla de CSW procedente del embalse de La Pedrera con DSW procedente de la planta desalinizadora de Torrevieja.

Tabla 16. Composición del agua resultante de la mezcla de CSW y DSW en distintas proporciones.

Parámetro	Unidades	Porcentaje de DSW en la mezcla							
		0 %	20 %	40 %	60 %	70 %	80 %	90 %	100 %
pH		8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,3
CE ₂₀	μS cm ⁻¹	934	868	799	726	688	648	606	562
T ^a	°C	22	22	21	21	21	20	20	20
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	195	162	139	116	105	93	82	71
Ca ²⁺	mg L ⁻¹	98	85	71	57	50	43	36	29
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	42	35	27	19	16	12	8	4
Na ⁺	mg L ⁻¹	49	57	64	72	75	79	82	86
K ⁺	mg L ⁻¹	3,3	3,4	3,5	3,7	3,7	3,8	3,8	3,9
Cl ⁻	mg L ⁻¹	71	86	101	117	124	132	139	147
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	279	229	173	119	90	62	34	7
B ³⁺	mg L ⁻¹	0,13	0,22	0,30	0,39	0,43	0,47	0,52	0,56
STD	mg L ⁻¹	647	581	514	447	413	380	346	313
Dureza CaCO ₃	mg L ⁻¹	421	355	289	223	190	157	123	90
Alcalinidad CaCO ₃	mg L ⁻¹	168	147	125	103	93	82	71	60
SAR	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}	1,5	1,6	2,3	2,9	3,4	3,9	4,6	5,6

6.2. Análisis de contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} en las mezclas

Escenario 1

En la Fig. 6 se muestra la concentración de cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} según el porcentaje de ROSW en la mezcla, así como los valores recomendados para ambos cationes en aguas marinas desalinizadas para riego agrícola según Yermiyahu *et al.* (2007). El porcentaje máximo de mezcla para garantizar los requerimientos de Ca^{2+} y Mg^{2+} de los cultivos sería del 50% de ROSW, observándose que la concentración de Ca^{2+} es el más limitante que la de Mg^{2+} . Con mezclas de ROSW superiores al 50% la concentración de Ca^{2+} de la mezcla resultante estaría por debajo del valor recomendado por Yermiyahu *et al.* ($\text{Ca}^{2+} = 48 \text{ mg L}^{-1}$), por lo que sería necesario aportar este nutriente en fertirrigación. Por encima de 60% de ROSW en la mezcla también sería necesario aportar Mg^{2+} para alcanzar el valor recomendado por Yermiyahu *et al.* ($\text{Mg}^{2+} = 18 \text{ mg L}^{-1}$). Para SO_4^{2-} no sería necesario un aporte adicional hasta alcanzar más de un 90% de ROSW en la mezcla (Tabla 15).

Se puede concluir que por encima de un 50% de ROSW en la mezcla, las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} resultantes estarían por debajo de los valores recomendados para aguas de uso agrícola, lo que obligaría a aportar estos cationes en fertirrigación, con el consiguiente incremento en el coste de abonado para el agricultor.

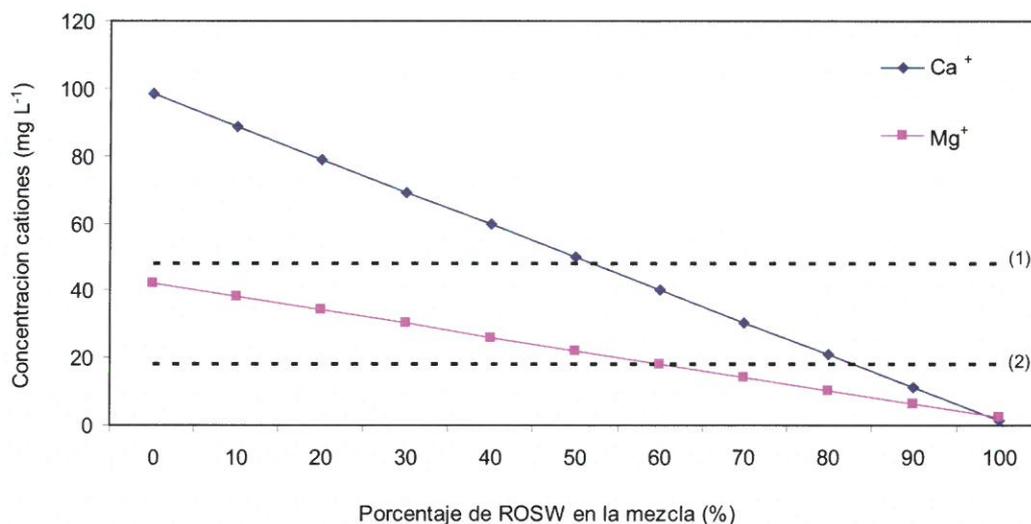


Figura 6. Concentración de cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} según el porcentaje de ROSW en la mezcla. Las líneas discontinuas muestran los valores recomendados para ambos cationes según Yermiyahu *et al.* (2007): (1) Ca^{2+} y (2) Mg^{2+} .

Escenario 2

En la Fig. 7 se muestra la concentración de cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} según el porcentaje de DSW en la mezcla, así como los valores recomendados de ambos cationes en aguas marinas desalinizadas para riego agrícola según Yermiyahu *et al.* (2007). El porcentaje máximo de DSW en la mezcla para poder prescindir de la fertilización adicional con Ca^{2+} y Mg^{2+} es del 62%. Es superior al valor obtenido en el escenario 1 al tratarse de una agua osmotizada que posteriormente ha sido remineralizada en la planta desalinizadora. A diferencia del escenario anterior, en este caso el catión limitante es el Mg^{2+} . Con porcentajes de ROSW en la mezcla superiores al 62%, la concentración de Mg^{2+} resultante estaría por debajo de los valores recomendados por Yermiyahu *et al.* ($\text{Mg}^{2+} = 18 \text{ mg L}^{-1}$), lo que obligaría a aportar este catión mediante fertirrigación; y por encima de 70% de DSW en la mezcla también sería necesario aportar Ca^{2+} . Para SO_4^{2-} no sería necesario un aporte adicional hasta alcanzar un 90% de DSW en la mezcla (Tabla 16).

Se puede concluir que por encima de 62% de RSW en la mezcla las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} resultantes estarían por debajo de los valores recomendados para aguas de uso agrícola, lo que no obligaría a aportar estos cationes en fertirrigación, con el consiguiente incremento en el coste de abonado para el agricultor.

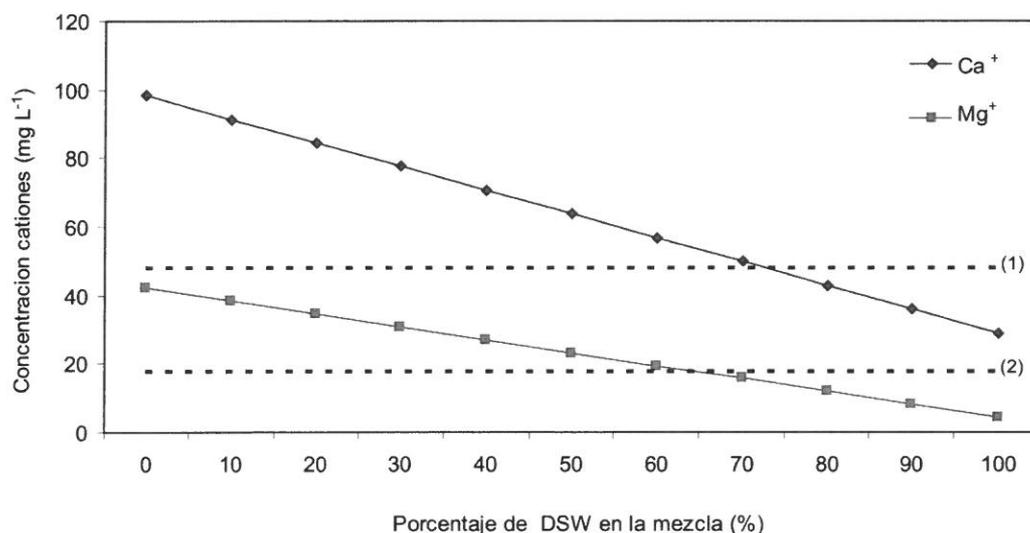


Figura 7. Concentración de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} según el porcentaje de DSW en la mezcla. Las líneas discontinuas muestran los valores recomendados para ambos cationes según Yermiyahu *et al.* (2007): (1) Ca^{2+} y (2) Mg^{2+} .

6.3. Análisis de iones fitotóxicos en las mezclas

A continuación se exponen, para cada escenario, las concentraciones resultantes de Na^+ , Cl^- y boro según el porcentaje de mezcla, y los valores máximos recomendados para que no afecte a la productividad de los cultivos.

Escenario 1

En la Fig. 8 se muestra las concentraciones de Na^+ y Cl^- resultantes según el porcentaje de ROSW en la mezcla, así como los valores máximos recomendados de ambos iones para un riesgo de toxicidad "bajo" según Morris y Devitt (1991). El riesgo de toxicidad en función de la concentración de Na^+ y Cl^- en el agua de riego sería "bajo" hasta un porcentaje de ROSW en la mezcla por debajo del 80%; para porcentajes de mezclas superiores al 80% el riesgo sería "medio" (Tabla 5). Se ha considerado la concentración de Na^+ por ser el ión más restrictivo.

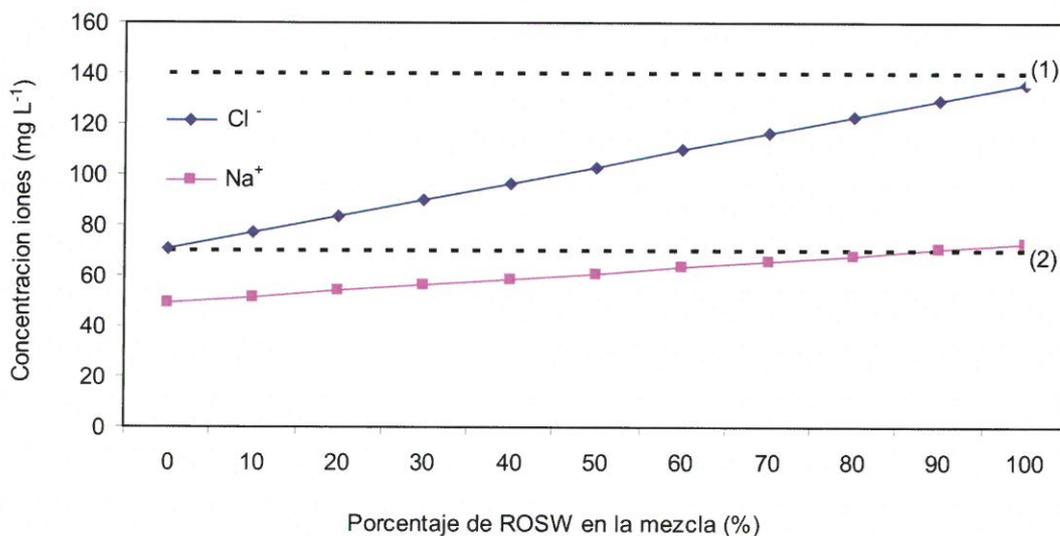


Figura 8. Concentración de iones Na^+ y Cl^- según el porcentaje de ROSW en la mezcla. Las líneas discontinuas muestran los valores máximos recomendados para un riesgo de toxicidad bajo de ambos iones según Morris y Devitt (1991): (1) Cl^- y (2) Na^+ .

En la Fig. 9 se muestra la concentración de boro resultante según el porcentaje de DSW en la mezcla, así como el valor máximo recomendado para este elemento en aguas marinas desalinizadas para riego agrícola, según Yermiyahu *et al.* (2007). Con mezclas de DSW superiores al 20% la concentración de boro de la mezcla resultante sería superior a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$. Se ha considerado este valor como valor máximo recomendable puesto que en la zona de estudio existen especies consideradas sensibles al boro, como limonero, naranjo, pomelo, melocotonero, albaricoquero, vid y ciruelo (Tabla 8). Según Maas (1990), Muñoz *et al.* (2002) y Yermiyahu *et al.* (2007), para los cultivos sensibles al boro, la concentración en el agua de riego debe mantenerse por debajo de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$.

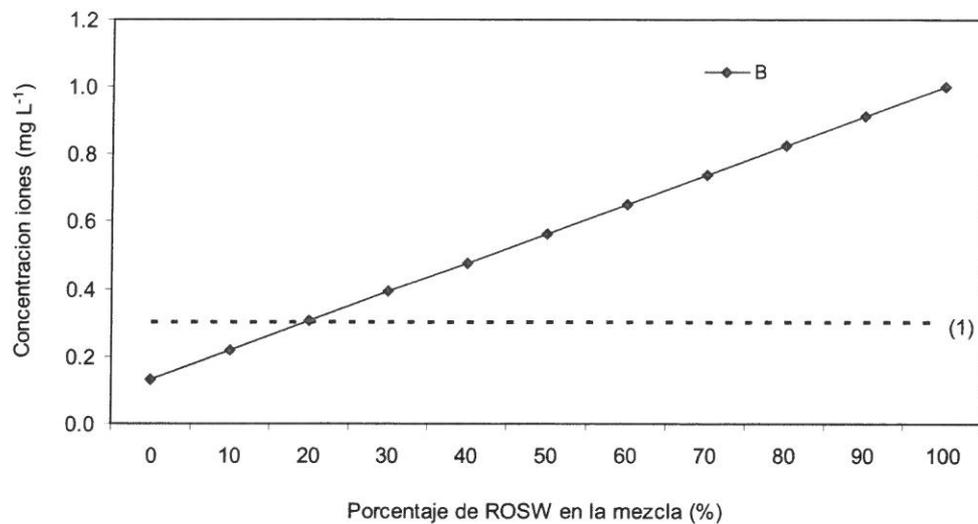


Figura 9. Concentración de boro según el porcentaje de ROSW en la mezcla. La línea discontinua muestra el valor máximo recomendable (1) de boro en aguas de uso agrícola para cultivos sensibles según Yermiyahu et al. (2007).

Escenario 2

En la Fig. 10 se muestra las concentraciones de Na^+ y Cl^- resultantes según el porcentaje de DSW en la mezcla, así como los valores máximos recomendados de ambos iones para un riesgo de toxicidad "bajo" según Morris y Devitt (1991). El riesgo de toxicidad en función de la concentración de Na^+ y Cl^- en el agua de riego sería "bajo" hasta un porcentaje de DSW en la mezcla por debajo del 50%; para porcentajes de mezclas superiores al 50% el riesgo sería "medio" (Tabla 5). Se ha considerado la concentración de Na^+ por ser el ión más restrictivo.

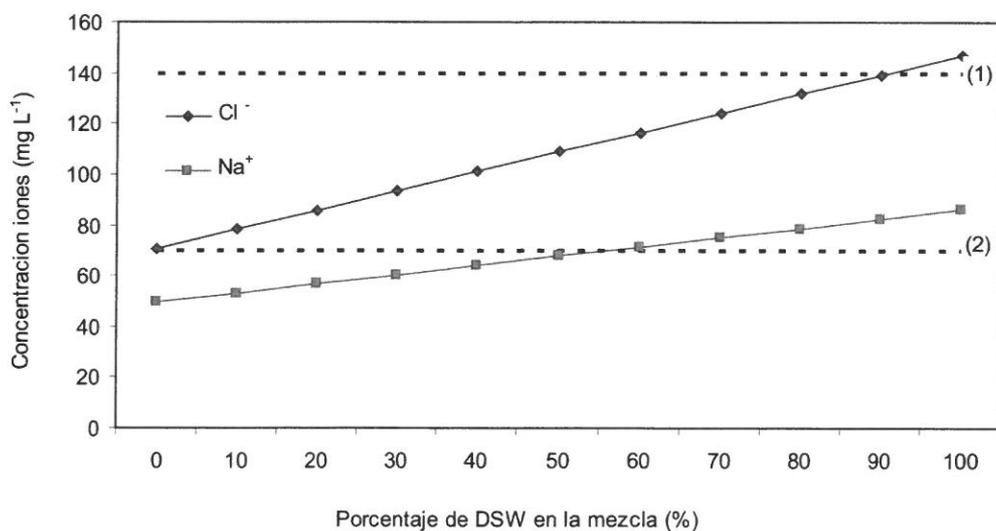


Figura 10. Concentración de iones Na^+ y Cl^- según el porcentaje de DSW en la mezcla. Las líneas discontinuas muestran los valores máximos recomendados para un riesgo de toxicidad bajo de ambos iones según Morris y Devitt (1991): (1) Cl^- y (2) Na^+ .

En la Fig. 11 se muestra la concentración de boro según el porcentaje de DSW en la mezcla, así como el valor recomendado para este elemento en aguas marinas desalinizadas para riego agrícola, según Yermiyahu *et al.* (2007). Con mezclas de DSW superiores al 40% la concentración de boro de la mezcla resultante sería superior a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, máximo valor recomendable para cultivos como limonero, naranjo, pomelo, melocotonero, albaricoquero, vid y ciruelo, presentes en la zona de estudio.

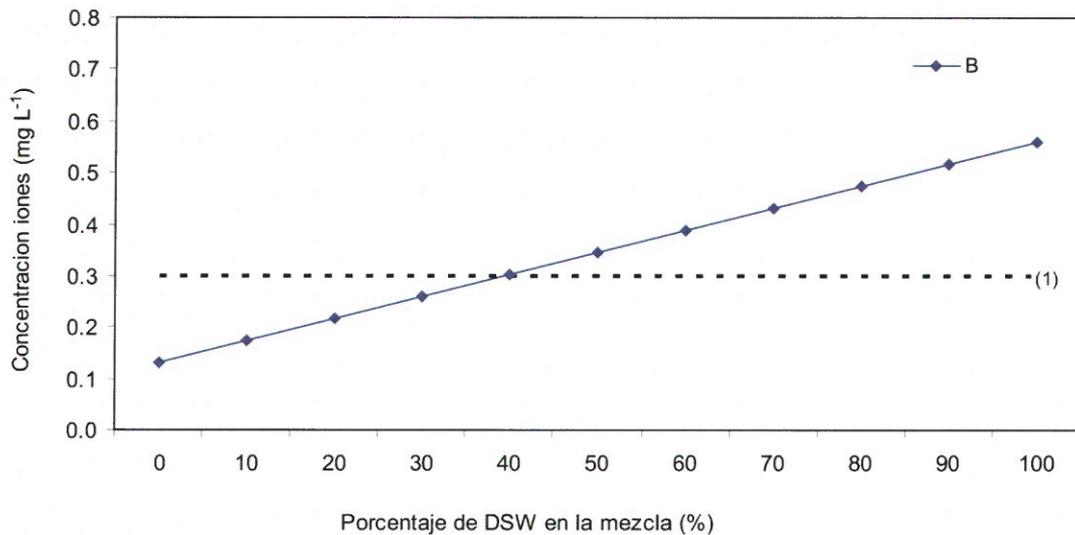


Figura 11. Concentración de boro según el porcentaje de DSW en la mezcla. La línea discontinua muestra el valor máximo recomendable (1) de boro en aguas de uso agrícola para cultivos sensibles según Yermiyahu *et al.* (2007).

6.4. Análisis del riesgo de sodificación del suelo

Escenario 1

En la Fig. 12 se muestra el riesgo de sodificación del suelo en función del SAR y la CE del agua resultante de la mezcla, según el porcentaje de ROSW en la misma. En este escenario, para una mezcla de ROSW de hasta el 50%, no existe "ningún" riesgo potencial a medio-largo plazo de afectar las propiedades físicas del suelo, de acuerdo con los valores de referencia para interpretar las analíticas de calidad del agua de riego propuestos por Ayers y Westcot (1985). Sin embargo, el riesgo de sodificación del suelo aumenta cuando se combinan valores de SAR elevados y CE bajos. Así, para un porcentaje de ROSW en la mezcla de entre 60% y 90% el riesgo de sodificación del suelo pasa a "moderado"; y finalmente, con un 100% de ROSW en la mezcla, el riesgo es "alto".

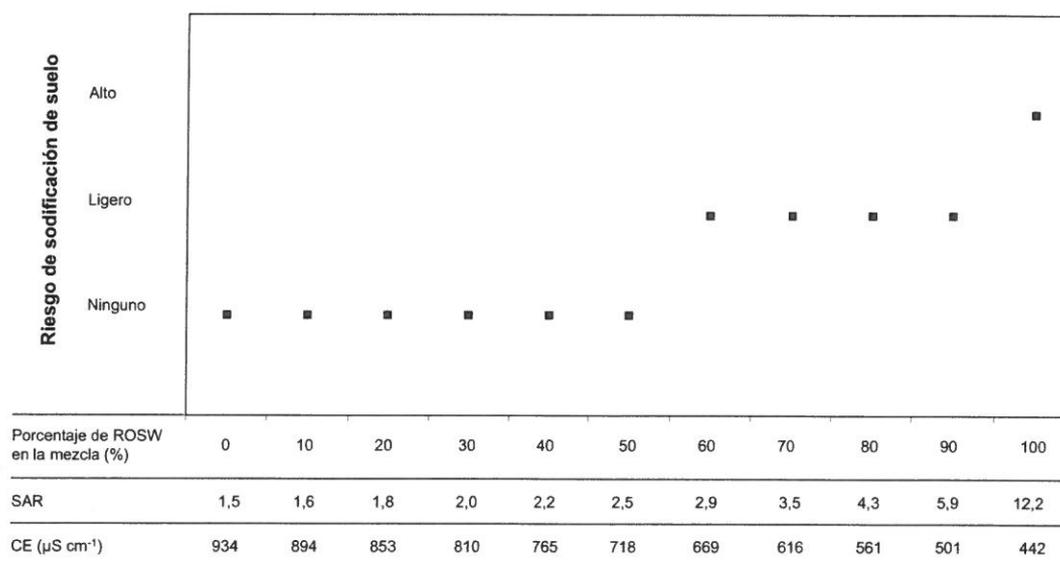


Figura 12. Riesgo de sodificación del suelo en función del SAR y la CE del agua de riego, según el porcentaje de ROSW en la mezcla.

Escenario 2

En la Fig. 13 se muestra el riesgo de sodificación del suelo en función del SAR y la CE del agua resultante de la mezcla. En el escenario 2, para una mezcla de DSW de hasta el 60%. no existe "ningún" riesgo potencial a medio-largo plazo de afectar las propiedades físicas del suelo y por tanto la productividad de los cultivos (Ayers y Westcot, 1985). Sin embargo, para un porcentaje de DSW en la mezcla de entre 70% y 100% el riesgo de sodificación del suelo pasa a "moderado".

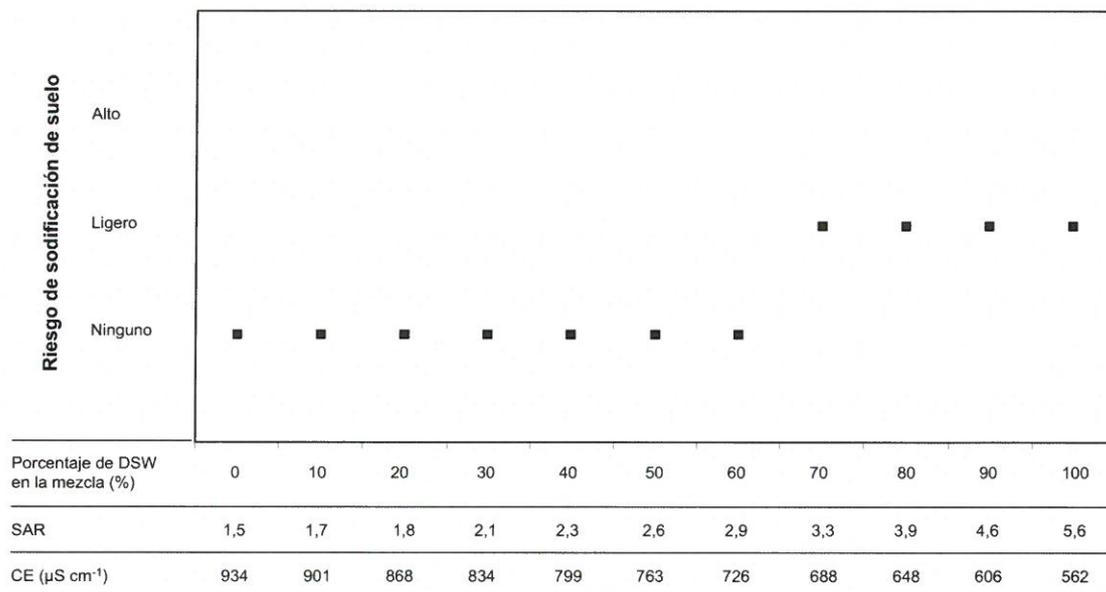


Figura 13. Riesgo de sodificación del suelo en función del SAR y la CE del agua de riego, según el porcentaje de DSW en la mezcla.



7. Propuesta de líneas de investigación en relación al riego agrícola con ROSW

En este trabajo se ha abordado el estudio de los antecedentes y de la problemática actual del uso de agua marina desalinizada para riego agrícola. Representa un punto de partida donde se recogen las experiencias previas de riego agrícola con agua desalinizada a escala internacional, así como los principales problemas identificados por otros autores en relación a su uso para riego agrícola (fitotoxicidad, carencias nutricionales, efectos en la fertirrigación, complejidad de su gestión, etc.). Adicionalmente, se incluye un estudio preliminar sobre la sensibilidad de los usuarios del Canal del Campo de Cartagena a los problemas o inconvenientes identificados en otras experiencias de riego agrícola con agua desalinizada.

Este trabajo pone de manifiesto que apenas existe experiencia práctica en relación al manejo y aplicación de agua marina desalinizada en la agricultura de regadío y que, por tanto, existe un extenso campo de trabajo para la investigación sobre múltiples aspectos prácticos y científicos. Se han identificado problemas concretos, cuyo estudio y análisis es necesario abordar en el corto y medio plazo para poder incorporar, con éxito y de forma sistemática, el agua marina desalinizada al conjunto de recursos hídricos actualmente disponibles en el regadío del sureste español.

A continuación se proponen algunos estudios concretos que, en base al conocimiento adquirido mediante la realización de este trabajo, los autores consideran de gran relevancia para abordar con éxito la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola en el sureste español, y particularmente en las zonas regables asociadas al Trasvase Tajo-Segura.

7.1. Aspectos más relevantes para analizar a corto plazo

Como se expone en este estudio, la calidad del agua producida en las plantas desalinizadoras es muy variable, dependiendo de múltiples aspectos entre los que se encuentran el tipo de tecnología empleada en la OI, el estado de conservación de las membranas o los postratamientos de remineralización aplicados. Si se pretende aplicar esta agua al riego agrícola, la primera propuesta consiste en su completa caracterización desde un punto de vista físico-químico, es decir, en disponer a lo largo del tiempo de un conocimiento preciso tanto de su composición, como de los posibles rangos de variación en la concentración de sus componentes. Además, si a lo largo del sistema de distribución se pretende mezclar el agua desalinizada (ROSW o DSW) con otras fuentes disponibles, estas tendrán que ser igualmente caracterizadas para poder optimizar su gestión, y ofrecer así al agricultor un agua de características homogéneas a lo largo del tiempo.

El epígrafe 6 de este trabajo recoge un análisis preliminar sobre las distintas opciones de mezcla de ROSW o DSW con otras aguas continentales en el sistema de suministro del Canal del Campo de Cartagena. Se trata de un caso de estudio de especial interés para el SCRATS, por corresponderse con una situación que ya ha sido planteada y que puede hacerse habitual en el futuro inmediato. Por tanto, en línea con la propuesta anterior, se propone un análisis pormenorizado mediante modelización a lo largo del tiempo de la calidad del agua en el sistema de suministro del Canal del Campo de Cartagena frente a distintos escenarios de aportaciones de ROSW o DSW, con el fin de optimizar las proporciones de mezcla que produzcan un abastecimiento satisfactorio tanto en calidad como en homogeneidad de las características físico-químicas del agua de riego.

Finalmente, desde el punto de vista de los agricultores y comunidades de regantes, resulta de especial trascendencia definir unos estándares de calidad para los suministros de agua marina desalinizada, que sean exigibles en los contratos de adquisición de estos recursos, y que minimicen los posibles problemas en sus instalaciones y producciones agrícolas. Para este complejo objetivo se propone la constitución de un comité multidisciplinar que aborde esta cuestión para la singularidad del regadío español, de forma similar a como se ha hecho en Israel.

7.2. Aspectos más relevantes para analizar a medio-largo plazo

A medio y largo plazo se propone analizar los aspectos agronómicos más problemáticos en relación al uso de DSW en el riego agrícola. Estos análisis agronómicos requieren del diseño de experimentos específicos, incluyendo varias repeticiones de los tratamientos, con el fin de obtener suficiente significancia estadística en los resultados. Además, alguno de los posibles problemas asociados al uso agrícola del DSW, como los efectos sobre la estructura del suelo, sólo son detectables en el medio-largo plazo. Por tanto, para un correcto planteamiento y seguimiento de estos ensayos se propone la creación de una estación experimental específicamente diseñada para la investigación agronómica del riego con agua desalinizada. En esta estación se podrían programar ensayos con distintos tratamientos de riego sobre los cultivos de mayor interés, donde se realicen exactamente las mismas labores de cultivo en cada tratamiento, siendo el único factor de variabilidad el origen del agua de riego (ROSW, DSW y distintas mezclas, además de un tratamiento control con CSW). Entre los objetivos de estos ensayos podrían encontrarse los siguientes:

- Determinar si existen efectos estadísticamente significativos del riego con agua marina desalinizada en el desarrollo vegetativo, la producción y la calidad de cultivos específicos.
- Identificar posibles efectos adversos, como la toxicidad por boro o carencias nutricionales específicas asociados al riego con agua marina desalinizada en los cultivos seleccionados.



- Determinar los porcentajes de mezcla con CSW más adecuados para incorporar ROSW o DSW al riego de cultivos hortícolas y leñosos.
- Determinar el efecto del riego con ROSW, DSW o sus mezclas con CSW en las características físicas del suelo agrícola a medio plazo.
- Determinar posibles efectos del agua desalada sobre las instalaciones de riego a corto y medio plazo.
- Evaluar el efecto económico en la fertirrigación de distintas opciones de manejo del agua desalinizada.

8. Síntesis y conclusiones

La desalinización de agua salobre o marina es un recurso de creciente importancia para el suministro de agua potable en el mundo. El mercado del agua marina desalinizada se ha ido extendiendo en los últimos años, de forma paralela a como se ha ido produciendo la moderación de los costes de desalinización. El continuo perfeccionamiento de la técnica de osmosis inversa en la última década ha permitido alcanzar unos costes de producción que podrían ser asumibles por los cultivos agrícolas con mayores márgenes económicos, pero que siguen siendo excesivos para la mayoría de los cultivos.

En este sentido, actualmente el coste total del agua marina desalinizada en las plantas de la Cuenca del Segura oscila entre 0,60 y 0,69 € m⁻³ (Lapuente, 2012), mientras que el valor marginal del agua de riego en la Cuenca del Segura y el Campo de Cartagena es de 0,59 € m⁻³ y 0,64 € m⁻³ respectivamente (Calatrava y Martínez-Granados, 2012). Estas cifras manifiestan claramente que el coste total de desalinización del agua marina es prácticamente equivalente al valor medio del margen neto por m³ en la cuenca, por lo que su uso agrícola no resulta económicamente viable para la mayoría de los cultivos actualmente. Los cultivos con mayores márgenes económicos podrían soportar los costes del agua desalinizada, pero con un notable pérdida de rentabilidad en comparación con la situación actual, ya que el agua suministrada a través del Trasvase Tajo-Segura tiene un coste que es entre 6 y 7 veces inferior al agua marina desalinizada (0,0984 € m⁻³, Resolución de 18 de noviembre de 2013, de la Dirección General del Agua, BOE nº 285, 28 de noviembre de 2013).

Manteniendo al margen los aspectos económicos, también es evidente que la desalinización de agua salobre o marina puede aumentar la disponibilidad de recursos hídricos para la agricultura. La necesidad de proteger los acuíferos de la sobreexplotación, y el hecho de que el agua marina desalinizada pueda considerarse un recurso hídrico inagotable y no sujeto a variaciones climáticas, hace que esta última opción resulte actualmente más interesante para el suministro de agua a los regadíos situados en zonas costeras. Por tanto, la desalinización de agua marina comienza a vislumbrarse como una alternativa técnicamente viable para el riego de cultivos de alto valor económico en zonas costeras, a pesar de su elevado coste energético y de las elevadas tasas de emisiones de gases efecto invernadero asociadas a su producción (Martin-Gorriz *et al.*, 2014).

La revisión a escala global de las principales experiencias de riego agrícola con agua desalinizada pone de manifiesto que, en numerosos países con clima árido o semiárido y que además disponen de una agricultura altamente tecnificada, la desalinización de aguas salobres representa una fuente de agua suplementaria para la agricultura desde hace varias décadas. Sin embargo, a pesar de que hay ciertos países donde se está considerando la posibilidad de aplicar agua marina desalinizada al riego agrícola en un futuro próximo, sólo se han encontrado referencias de su aplicación en Israel y España. Cabe señalar que mientras en Israel se está realizando



un seguimiento científico adecuado de la problemática asociada al riego con agua marina desalinizada, en la España peninsular no se ha encontrado ningún trabajo que ponga de manifiesto este seguimiento.

De la experiencia israelí se concluye que, al margen de las consideraciones económicas, hay aspectos de notable relevancia agronómica que deben ser considerados a la hora de plantear el uso de aguas marinas desalinizadas para riego agrícola. Varios estudios concluyen que la baja conductividad eléctrica del agua desalinizada puede resultar en mejoras sensibles en la productividad y calidad de las producciones cuando se compara con aguas de mala calidad, pero no tiene ningún efecto mejorante cuando se sustituyen aguas continentales de buena calidad. Estos estudios también evidencian que las primeras experiencias con un adecuado seguimiento científico no están siendo satisfactorias. Así, la sustitución de recursos hídricos naturales con agua marina desalinizada en Israel ha puesto de manifiesto efectos perjudiciales sobre la productividad de los cultivos, los costes de fertirrigación y la conservación de los suelos agrícolas, aspectos que pueden afectar a su viabilidad económica en el corto plazo y a su sostenibilidad ambiental en el medio-largo plazo. Entre los aspectos agronómicos a considerar, que aún no han sido convenientemente estudiados dado lo incipiente de este aprovechamiento, destacan los siguientes:

- El agua marina desalinizada tiene escasa mineralización e importantes desequilibrios en su composición, que deben ser corregidos previamente a su uso agrícola. En este sentido, las bajas concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} , junto al exceso de Cl^- y Na^+ , pueden afectar al desarrollo de los cultivos. El SAR del agua es un indicador que mide el equilibrio entre estos compuestos, por lo que se debe procurar que su valor siempre manifieste la ausencia de riesgo de sodificación del suelo.
- La remineralización del agua marina desalinizada se puede plantear de tres formas: con postratamientos en las plantas desalinizadoras, con la reprogramación de la fertirrigación en parcela, o mediante mezcla con aguas continentales. Varios autores concluyen que si el agua desalinizada se destina a uso agrícola, la mezcla con otras aguas continentales es la estrategia más económica en la mayoría de los casos. Cuando la mezcla con aguas continentales no es posible, la incorporación de nutrientes en la planta desalinizadora es económica y ambientalmente más ventajosa, implicando además que el desempeño y coste de estos procesos los asume el productor/suministrador del agua desalinizada en lugar del agricultor.
- Además de la fitotoxicidad por Cl^- y Na^+ en cultivos sensibles, el agua marina desalinizada se caracteriza por un contenido en boro que puede resultar tóxico para numerosos cultivos de la zona de estudio. Por este motivo son necesarios postratamientos específicos en planta que garanticen la ausencia de problemas por toxicidad al boro. En este sentido, en las plantas desalinizadoras de Israel los límites establecidos para uso agrícola son de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$. Cabe destacar la importancia de la tecnología de osmosis inversa (tipo de membrana y antigüedad) en la concentración de boro en el agua producto.

- El agua marina desalinizada es considerada corrosiva dado su bajo contenido mineral. Por esta circunstancia los postratamientos deben garantizar su equilibrio químico con el fin de eliminar su alta agresividad y así proteger los sistemas de distribución, evitando problemas como corrosión interna de tuberías y elementos singulares o la disociación del cemento/hormigón. Cuando se trata de sistemas de distribución ya en servicio y con importantes incrustaciones de calcita, estas incrustaciones se podrían movilizar ocasionando graves problemas en los sistemas de distribución y de riego.
- Finalmente, la incorporación de agua marina desalinizada al riego agrícola puede conllevar un importante aumento de la capacidad de control y gestión del agua tanto en las comunidades de regantes como en las explotaciones agrícolas. Si no se realizan los postratamientos necesarios en la planta desalinizadora, los agricultores necesitarán sofisticados sistemas de control y fertirrigación para hacer frente a un agua de riego con escasa mineralización y una calidad variable. Estos sistemas deben incluir balsas de mezcla y regulación en parcela, sistemas de monitorización de la calidad del agua y sistemas de inyección de fertilizantes de rápida respuesta, que implican importantes inversiones.

Diversos autores señalan que el suministro de agua marina desalinizada con bajos niveles de mineralización y alcalinidad es frecuente dado la necesidad de minimizar los costes de los postratamientos y la ambigüedad de criterios de calidad existente. Por tanto, con el fin de evitar problemas asociados a la escasa mineralización del agua desalinizada para uso agrícola, deben proponerse criterios agronómicos de calidad a alcanzar tras el proceso de remineralización. Para este complejo objetivo se propone la constitución de un comité multidisciplinar que aborde esta cuestión para la singularidad del regadío español, de forma similar a como ya se ha hecho en Israel. El cumplimiento de unos estándares de calidad minimizaría los riesgos de carencias nutricionales y toxicidad que pudieran afectar a la producción y calidad de los cultivos.

También hay que destacar que las instalaciones de desalinización que se destinen a satisfacer las necesidades del regadío en el sureste español estarán en funcionamiento durante décadas, por lo que la correcta planificación y gestión de los aspectos relativos a la calidad del agua producto es fundamental para garantizar la sostenibilidad y productividad de la agricultura de regadío a largo plazo.

En relación al caso de estudio analizado, en el que se analizan los posibles efectos de la incorporación tanto de agua marina osmotizada (ROSW) como de agua marina osmotizada y remineralizada (DSW) a los usuarios del Canal del Campo de Cartagena, se ha estudiado la posible mitigación de los problemas identificados mediante la mezcla de estos recursos con aguas continentales de la zona (CSW). Esta estrategia puede permitir un doble objetivo: por una parte disminuir en la medida de las posibilidades los postratamientos de las aguas desalinizadas para ajustar su calidad a las necesidades de los cultivo y, por otra parte, obtener un menor coste final al de la aplicación directa de agua marina desalinizada.



Los resultados ponen de manifiesto que el factor más limitante de la proporción de agua desalinizada en la mezcla es el contenido en boro. Atendiendo a este criterio, la máxima proporción para cumplir con las recomendaciones de Yermiyahu *et al.* (2007) sería de un 20% para ROSW y un 40% para DSW. Si se garantizan unos niveles de boro por debajo de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ a la salida de la planta desalinizadora de Torrevieja (los análisis manejados recogen valores de $0,56 \text{ mg L}^{-1}$), las proporciones de mezcla que garantizarían el resto de requerimientos agronómicos se elevan hasta el 50% tanto para ROSW como para DSW. Además, el agua resultante de la mezcla al 50% de CSW con ROSW o DSW presenta una buena calidad para el riego agrícola, ya que es de menor salinidad que el agua actualmente disponible en La Pedrera y su composición satisface los requerimientos agronómicos planteados en este estudio. En línea con este estudio preliminar, se propone un análisis pormenorizado mediante modelización a lo largo del tiempo de la calidad del agua en el sistema de suministro del Canal del Campo de Cartagena, considerando distintos escenarios de aportaciones de agua marina desalinizada en el embalse de La Pedrera. De esta forma se podrán optimizar las proporciones de mezcla que produzcan un suministro satisfactorio tanto en calidad como en homogeneidad de las características físico-químicas del agua de riego a lo largo del tiempo.

Finalmente, se puede concluir que todos los problemas técnicos asociados al uso de agua marina desalinizada para el riego agrícola (adecuación nutricional a los requerimientos de los cultivos, toxicidad al boro, efectos sobre la estructura del suelo, efectos sobre las instalaciones de distribución, etc.) se pueden resolver mediante una correcta regulación de este tipo de suministros, que normalice la calidad a conseguir con los postratamientos, y optimice su gestión conjunta con otros recursos hídricos disponibles de origen continental. El desarrollo y aplicación de estas regulaciones específicas puede resultar en costes adicionales a los de la desalinización propiamente dicha, que deben ser identificados y cuantificados con el fin de valorar la viabilidad económica de cada suministro, dado que el coste final sigue siendo el principal factor limitante para la generalización de la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola.

Referencias

- AAIT [Acciona Agua-IDAM Torrevieja]. 2014. Informe nº 14-4101-003 Julio de 2014. Toma de muestra y controles analíticos del mes de julio de 2014. Laboratorios Munuera.
- ANZECC [Australian and New Zealand Environment and Conservation Council]. 2000. Guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council.
- Assaf A. 1994. Effect of magnesium application on production of tomatoes on sandy soil, MSc thesis, Ben Gurion University of the Negev, Beer Sheva.
- Avni N, Eben-Chaime M, Oron G. 2013. Optimizing desalinated sea water blending with other sources to meet magnesium requirements for potable and irrigation waters. *Water Research* 47:2164–2176.
- Ayers RS, Westcot DW. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage. Paper 29. FAO, Rome.
- Bangerth F. 1973. Calcium-related physiological disorders of plants. *Annual Review Physiopathology* 17:97–122.
- Bar-Tal A, Keinan M, Aloni B, Karni L, Oserovitz Y, Gantz S, Hazan A, Itach M, Tratakovski N, Avidan A, Posalski I. 2001. Relationships between blossom-end rot and water availability and Ca fertilization in bell pepper fruit production. *Acta Horticulturae* 554:97–104.
- Barron O. 2013. Opportunities for desalination in Australian agriculture. <http://desalination.edu.au/wp-content/uploads/2013/12/Olga-Barron.pdf>
- Ben-Gal A, Shani U. 2002. Effect of excess boron on tomatoes under salinity stress. *Plant Soil* 247:211–222.
- Ben-Gal A, Yermiyahu U, Cohen S. 2009. Fertilization and blending alternatives for irrigation with desalinated water. *Journal of Environmental Quality* 38:529–536.
- Birnhack L, Lahav O. 2007. A new post-treatment process for attaining Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} and alkalinity criteria in desalinated water. *Water Research* 41:3989–3997.
- Birnhack L, Fridman N, Lahav O. 2009. Potential applications of quarry dolomite for post treatment of desalinated water. *Desalination and Water Treatment* 1:58–67.
- Birnhack L, Shlesinger N, Lahav O. 2010. A cost effective method for improving the quality of inland desalinated brackish water destined for agricultural irrigation. *Desalination* 262:152–160.
- Birnhack L, Voutchkov N, Lahav O. 2011. Fundamental chemistry and engineering aspects of post-treatment processes for desalinated water – a review. *Desalination* 273:6–22.
- Birnhack L, Nir O, Lahav O. 2014. Establishment of the underlying rationale and description of a cheap nanofiltration-based method for supplementing desalinated water with magnesium ions. *Water* 6:1172–1186.



- BM [Banco Mundial]. 2012. Renewable Energy Desalination. An emerging solution to close the water gap in the Middle East and North Africa. MENA Development Report. Banco Mundial, Washington, 208 pp.
- Bonnelye V, Sanz MA, Francisci L, Beltrán F, Cremer G, Colcuera R, Laraudogoitia J. 2007. Curacao, Netherlands Antilles: A successful example of boron removal on a seawater desalination plant. *Desalination* 205:200–205.
- Calatrava J, Martínez-Granados D. 2012. El valor de uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 12:5–32.
- Cánovas J. 2013. Report on water desalination status in the Mediterranean countries. Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario, 295 pp.
- CCA [Centro Canario del Agua]. 2003. Sodio, boro y micronutrientes; control de los problemas del riego con agua desalada. *El Manantial*, Num. 17, Año 4. 33pp.
- CEDEX [Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas]. 2011. Evaluación del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural en España. Memoria CEDEX, Madrid.
- CHS [Confederación Hidrográfica del Segura]. 2014. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2009-2015. Real Decreto 594/2014 de 11 de julio, publicado en el BOE de 12 de julio de 2014. <https://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/planificacion/>
- Clayton R. 2011. Desalination for water supply. Foundation for Water Research. 215 pp.
- CWP [California Water Plan]. 2013. Chapter 10. Desalination (Brackish and sea water). 42 pp.
- Díaz FJ, Tejedor M, Jiménez C, Grattan SR, Dorta M, Hernández JM. 2013. The imprint of desalinated seawater on recycled wastewater: consequences for irrigation in Lanzarote Island, Spain. *Agricultural Water Management* 116:62–72.
- Dolnicar S, Schafer AI. 2006. Public perception of desalinated versus recycled water in Australia. CD Proceedings of the AWWA Desalination Symposium 2006.
- Duranceau SJ, Pfeiffer-Wilder RJ, Douglas SA, Peña-Holt N, Watson IC. 2011. Post-treatment stabilization of desalinated water. Water Research Foundation, Denver, USA, 194 pp.
- EEA [European Environment Agency]. 2010. The European environment – state and outlook 2010. Water resources: quantity and flows. <http://www.eea.europa.eu/soer/europe/water-resources-quantity-and-flows/>.
- El Harrak N, Elazhar F, Zdeg A, Zouhri N, Elazhar M, Elmidaoui A. 2013. Performances analysis of the reverse osmosis desalination plant of brackish water used for irrigation: case study. *American Journal of Applied Chemistry* 1:43-48.
- Fritzmann C, Löwenberg J, Wintgens T, Melin T. 2007. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination* 216:1–76.
- García C, Molina F, Zarzo D. 2011. 7 year operation of a BWRO plant with raw water from a coastal aquifer for agricultural irrigation. *Desalination and Water Treatment* 31:331–338.
- Ghermandi A, Messalem R. 2009. Solar-driven desalination with reverse osmosis: the state of the art. *Desalination Water Treatment* 7:285–296.

- Glueckstern P, Priel M, Kotzer E. 2005. Blending brackish water with desalted seawater as an alternative to brackish water desalination. *Desalination* 178:227–232.
- Grieve CM, Grattan SR, Maas EV. 2012. Plant salt tolerance. In: Wallender WW, Tanji KK. (Eds.), *ASCE Manual and Reports on Engineering Practice No. 71 Agricultural Salinity Assessment and Management*, 2nd edition. ASCE, Reston, VA.
- Hernández-Suárez M. 2002. Desalination in Canary Islands. Centro Canario del Agua, <http://www.fcca.es/>.
- Hernández-Suárez M. 2010. Guía para la remineralización de las aguas desaladas. 2ª Ed. Fundación Centro Canario del Agua. www.fcca.es.
- Hilal N, Kim GJ, Somerfield C. 2011. Boron removal from saline water: a comprehensive review. *Desalination* 273:23–35.
- Hoang M, Bolto B, Haskard C, Barron O, Gray S, Leslie G. 2009. Desalination in Australia. *Water for a healthy country flagship. Report series*. CSIRO, Australia, 21 pp.
- IDA [International Desalination Association]. 2013. *Desalination Yearbook 2012–2013. Water Desalination Report*.
- Imran SA, Dietz JD, Mutoti G, XCiao W, Taylor JS, Desai W. 2006. Optimizing source water blends for corrosion and residual control in distribution systems. *Journal AWWA* 98:107–115.
- IRENA [International Renewable Energy Agency]. 2012. *Water desalination using renewable energy*, 24 pp.
- JC [Joint Committee appointed by Israel Ministry of Agriculture and Rural Development and Israel Water Authority]. 2007. *Quality of desalinated water for agriculture (Final report)*. Israel Government, Tel-Aviv, Israel.
- Lahav O, Birnhack L. 2007. Quality criteria for desalinated water following post treatment. *Desalination* 207:286–303.
- Lahav O, Salomons E, Ostfelda A. 2009. Chemical stability of inline blends of desalinated, surface and ground waters: the need for higher alkalinity values in desalinated water. *Desalination* 239:334–345.
- Lahav O, Kochva M, Tarchitzky J. 2010. Potential drawbacks associated with agricultural irrigation with treated wastewaters from desalinated water origin and possible remedies. *Water Science and Technology* 61:2451–2460.
- Lapuente E. 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination* 300:40–45.
- Lattemann S, Höpner T. 2003. *Seawater desalination - impacts of brine and chemical discharge on the marine environment*. Balaban Desalination Publ. L'Aquila.
- Leal RMP, Herpin U, da Fonseca AF, Firme LP, Montes CR, Melfi AJ. 2009. Sodidity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management* 96:307–316.
- Lew B, Cochva M, Lahav O. 2009. Potential effects of desalinated water quality on the operation stability of wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 407:2404–2410.



- Maas EV, Hoffman GJ. 1977. Crop salt tolerance: Current assessment. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-ASCE* 103:115–134.
- Maas EV. 1990. Crop salt tolerance, in: K.K. Tanji (Ed.), *Salinity Assessment and Management*, Amer Society of Civil Engineers, New York.
- MAGRAMA [Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente]. 2006. *Plan de Choque para la Mejora y Consolidación de Regadíos*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- MAPA [Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación]. 1998. *Plan Nacional de Regadíos. Horizonte-2008*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Marangou VS, Savvides K. 2001. First desalination plant in Cyprus—product water agresivity and corrosion control. *Desalination* 138:251–258.
- Marcelis I, Ho L. 1999. Blossom-end rot in relation to growth rate and calcium content in fruits of sweet pepper (*Capsicum annuum L.*). *Journal of Experimental Botany* 50:356–362.
- 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* (en prensa).
- Martínez D. 2009. Las aguas de mar desaladas en la agricultura. Capítulo VIII en “Desalación de aguas. Aspectos tecnológicos, medioambientales, jurídicos y económicos”. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia.
- Martínez-Beltrán J, Koo-Oshima S. 2006. Water Desalination for agricultural applications. Rome (Italy). FAO Land and water discussion paper, No 5, 60 pp.
- Medina JA. 2003. *La desalación de agua de mar en la agricultura: situación actual y perspectivas futuras*. Murcia, Spain, Instituto Hidrotécnico del Mediterráneo.
- Meerganz von Medeazza GM. 2004. Water desalination as a long-term sustainable solution to alleviate global freshwater scarcity? A North-South approach. *Desalination* 169:287–301.
- Melgarejo J, Montano B. 2011. Power efficiency of the Tajo-Segura transfer and desalination. *Water Science & Technology* 63:536–541.
- Moreno JM (Coordinador). 2005. *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*. Ministerio de Medio Ambiente, 822 pp.
- Morris R, Devitt D. 1991. *Sampling and interpretation of landscape irrigation water*. University of Nevada, EEUU.
- Muñoz E, De la Fuente MM, Rodríguez M. 2002. Toxicidad del boro en las plantas. *Encuentros en la Biología*, Sience Faculty. University of Granada, Spain, Year XI, No. 82.
- Muyen Z, Moore GA, Wrigley RJ. 2011. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Management* 99:33–41.
- Nable RO, Bañuelos GS, Paull JG. 1997. Boron toxicity. *Plant Soil* 193:181–198.
- Odenheimer A, Nash J. 2014. Israel desalination shows California not to fear drought. Bloomberg. <http://www.bloomberg.com/news/2014-02-13/israel-desalination-shows-california-not-to-fear-drought.html>.
- Odone G. 2002. Recarbonation systems for desalination plants. *European Desalination Society Newsletter* 16:6–7.

- OECD [Organisation for Economic Co-operation and Development]. 2008. Environmental performance of agriculture in OECD Countries since 1990: Main Report. Paris, France.
- Palmer N. 2012. Desalination research for regional Australia. AWA SA Regional Conference 17 Agosto 2012. Adelaida, Australia.
- Palomar P, Losada IJ. 2010. Desalination in Spain: recent developments and recommendations. *Desalination* 255:97–106.
- Parkhurst DL, Appelo CAJ. 2013. Description of input and examples for PHREEQC version 3 - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A43, 497 pp.
- Pedrero F, Kalavrouziotis I, Alarcón JJ, Koukoulakis P, Asano T. 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture – review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management* 97:1233–1241.
- Penn R, Birnhack L, Adin A, Lahav, O. 2009. New desalinated drinking water regulations are met by an innovative post-treatment process for improved public health. *Water Science & Technology* 9:225–231.
- Putnam A. 2013. Keeping Florida's water flowing. Editorial en Contextflorida. <http://contextflorida.com/adam-putnam-keeping-floridas-water-flowing/>
- Reid R. 2007. Update on boron toxicity and tolerance in plants, in: Xu F, Goldbach HE, Brown PH, Bell RW, Fujiwara T, Hunt CD, Goldberg S, Shi L. (Eds.), *Advances in plant and animal boron nutrition: proceedings of the 3 rd International symposium on all aspects of plant and animal boron nutrition*, Springer, Dordrecht.
- Rouppet B. 2006. Irrigation water: a correlation to soil structure and crop quality? *California Fresh Fruit*, August 2006, 22–23.
- Rowe DR, Abdel-Magid IM. 1995. *Handbook of wastewater reclamation and reuse*. Boca Raton, Fla. CRC Press.
- Saadi A, Ouazzani N. 2004. Perspectives of desalination of brackish water for valorization in arid regions of Morocco. *Desalination* 165:81-82.
- SCRATS [Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo Segura]. 2014. Comunicación personal de analíticas de las aguas suministradas a las comunidades de regantes desde el embalse de La Pedrera para el periodo 2012–2014.
- Shaffer DL, Yip NY, Gilron J, Mebachem E. 2012. Seawater desalination for agriculture by integrated forward and reverse osmosis: Improved product water quality for potentially less energy. *Journal of Membrane Science* 415-416:1–8.
- Shimron Z. 1994, Economics of brackish and desalination water reuse for irrigation, *Desalination* 98:471–478.
- Soto-García M, Martínez-Alvarez V, Martín Gorriz B. 2014. El regadío en la Región de Murcia. Caracterización y análisis mediante indicadores de gestión. Murcia. 242 pp.
- Palomar P, Losada IJ. 2011. Impacts of brine discharge on the marine environment. modelling as a predictive tool. *Desalination, trends and technologies*. Edited by Michael Schorr.



- Tal A. 2006. Seeking sustainability: Israel's evolving water management strategy. *Science* 313:1081.
- Taniguchi M, Fusaoka Y, Nishikawa T, Kurihara M. 2004. Boron removal in RO seawater desalination. *Desalination* 167:419–426.
- Taylor J, Dietz J, Randall A, Hong S. 2005. Impact of RO-desalted water on distribution water qualities. *Water, Science & Technology* 51:285–291.
- USDI [US Department of the Interior]. 1972. Case studies of desalted water for irrigation. Office of Saline Water. Research and Development Progress Report No. 785, 267 pp.
- USDI [US Department of the Interior]. 1995. Water treatment technology program. Report No. 7.
- Valdes-Abellan J, Jiménez-Martínez J, Candela L. 2014. Changes of soil hydraulic properties from long-term irrigation with desalted brackish groundwater. *Geophysical Research Abstracts* 16:EGU2014–14702.
- White PJ. 2003. Calcium in plants. *Annals of Botany* 92:487–511.
- WHO [World Health Organization]. 2005. *Nutrients in Drinking Water, Water Sanitation and Health Protection and the Human Environment*. Geneva, WHO Press.
- Yermiyahu U, Shamaï I, Peleg R, Dudai N, Shtienberg D. 2006. Reduction of *Botrytis cinerea* sporulation in sweet basil by altering the concentrations of nitrogen and calcium in the irrigation solution. *Plant Pathology* 55:544–552.
- Yermiyahu U, Tal A, Ben-Gal A, Bar-Tal A, Tarchitzky J, Lahav O. 2007. Rethinking desalinated water quality and agriculture. *Science* 318:920–921.
- Yermiyahu U, Ben-Gal, A, Keren R. 2011. Toxic elements, boron. In: Levy G, Fines P, Bar-Tal A. (Eds.). *Treated wastewater in agriculture*. Wiley-Blackwell. Publishing Ltd., UK.
- Zarzo D, Campos E, Terrero P. 2013. Spanish experience in desalination for agriculture. *Desalination and Water Treatment* 51:53–66.