



UNIVERSITAT POLITÈCNICA
DE CATALUNYA
BARCELONATECH

*Aspectos económicos y sociales de
la desalación de acuíferos
continentales a pequeña escala en
el SE de España (Murcia & Alicante)
y Siggiewi, Malta*

Jesús Omar Aparicio del Moral

ADVERTIMENT La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del repositori institucional UPCommons (<http://upcommons.upc.edu/tesis>) i el repositori cooperatiu TDX (<http://www.tdx.cat/>) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual **únicament per a usos privats** emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei UPCommons o TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a UPCommons (*framing*). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del repositorio institucional UPCommons (<http://upcommons.upc.edu/tesis>) y el repositorio cooperativo TDR (<http://www.tdx.cat/?locale-attribute=es>) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual **únicamente para usos privados enmarcados** en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio UPCommons No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a UPCommons (*framing*). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the institutional repository UPCommons (<http://upcommons.upc.edu/tesis>) and the cooperative repository TDX (<http://www.tdx.cat/?locale-attribute=en>) has been authorized by the titular of the intellectual property rights **only for private uses** placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading nor availability from a site foreign to the UPCommons service. Introducing its content in a window or frame foreign to the UPCommons service is not authorized (*framing*). These rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

Aspectos económicos y sociales de la desalación de acuíferos continentales a pequeña escala en el SE de España (Murcia & Alicante) y Siggiewi, Malta.

TESIS DOCTORAL

Universitat Politècnica de Catalunya

Departament d'Enginyeria Agroalimentària i Biotecnologia
Programa de Doctorat
Tecnologia Agroalimentària i Biotecnologia

M.C. Jesús Omar Aparicio del Moral

Octubre 2018

Dirigida por:

Dr. Oscar Alfranca Burriel

Dra. Lucila Candela Lledó



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA
BARCELONATECH

**Departament d'Enginyeria Agroalimentària
i Biotecnologia**

*A mi familia, por su apoyo incondicional,
y por ser como son.*

*En la vida hay algo peor que el fracaso:
el no haber intentado nada.*

Franklin D. Roosevelt.

Agradecimientos

En primer lugar, me gustaría agradecer al Dr. Oscar Alfranca, por la confianza depositada en mí para llevar a cabo la presente investigación. Agradezco infinitamente a la Dra. Lucila Candela por ser una excelente guía en esta tesis y por sus valiosas observaciones que hicieron posible un trabajo más detallado.

Quiero agradecer al Dr. José Luis García Aróstegui que por su inestimable y estrecha colaboración y al Sr. A. Marín por su cooperación en la realización del estudio.

Quisiera expresar mi agradecimiento a las instituciones y miembros de las mismas que han colaborado en esta investigación. Estas son: El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, México), IGME-Delegación Murcia, La Universidad de Alicante (UA), a la Empresa de tratamiento del agua en la Región de Murcia NovHidro y al Malta College of Arts, Science and Technology MCAST.

A los productores del Campo de Cartagena y Murcia que brindaron toda la información necesaria para la elaboración de este trabajo y por haber depositado su confianza y su hospitalidad.

A mi hermana Yahana y mis padres Jesús Aparicio y Norys del Moral por la ilusión y apoyo que siempre me han brindado, y por haberme inculcado los valores importantes de esta vida.

A mis amigos José Luis, Misael, Javier, y todas las personas de mi ciudad Xalapa, por hacer que mis vacaciones sean una inyección de energía y buena vibra cada vez que llegaba a México.

A Mónica por ser una parte muy importante de mi vida, por haberme apoyado en las buenas y en las malas, sobre todo por su paciencia y amor incondicional.

Esta investigación constituye una aplicación específica de un estudio más completo (CGL2013-48802-C3-3-R Research Project) financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España, y del Proyecto Horizon 2020 work programme (H2020). Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por brindarme la beca de manutención para mis estudios de Doctorado.

Resumen

La creciente demanda de agua a nivel global, y como consecuencia, la fiabilidad de suministro de los recursos constituye una prioridad mundial, especialmente en zonas con climas semiáridos, como lo es la zona del Campo de Cartagena, San Vicente del Raspeig, Alicante (SE, España) y Siġġiewi, Malta. Con el fin de hacer frente a la creciente escasez de agua, la desalinización (de agua de mar o de acuíferos salobres) ha surgido como una opción factible para aumentar la disponibilidad de recursos hídricos. Esta tecnología se ha vuelto más accesible en muchas regiones del mundo, este hecho ha llevado a que muchos acuíferos continentales salinos/salobres en todo el litoral mediterráneo sean actualmente aprovechados.

El sector agrícola y urbano ha desarrollado pequeñas plantas de desalinización de agua subterránea para garantizar la disponibilidad de agua, dejando muchas veces aún lado una correcta evaluación económica. La información sobre el costo del agua desalada es limitada; su costo final es muy variable y parece ser bastante específico del sitio. Metodologías convencionales de análisis económico de proyectos, tales como el análisis costo-beneficio (ACB), se aplican actualmente para comparar la viabilidad económica asociada con la implementación de diferentes propuestas de proyectos y otros costos ambientales y sociales (por ejemplo, uso para riego de jardines), que generalmente no se tienen en cuenta. El ACB y la aplicación de otras técnicas como es la disposición al pago (DAP) y el método de valoración contingente (MVC) han sido aplicadas en zonas de estudio para realizar una evaluación ex-ante y ex-post de pequeñas plantas desaladoras tanto para uso agrícola como urbano. En el Campo de Cartagena y Siġġiewi, Malta se realizó un ACB para diferentes plantas desaladoras que irrigaban cultivos cítricos y viñedos. Dentro del ACB se aplicó el Valor Actual Neto (VAN), la Tasa Interna de Retorno (TIR), relación costo/beneficio y un análisis de sensibilidad para ver la rentabilidad de los proyectos.

Los resultados para la zona del Campo de Cartagena indican que, para los casos estudiados, la gestión agrícola actual es factible y los costos no superan a los beneficios, con un VAN positivo y una relación costo/beneficio superior a 1. La tasa interna de

rendimiento también es positiva y superior al 11%. Los resultados evidencian implicaciones prácticas y teóricas sobre cómo aumentar los recursos hídricos en áreas donde el agua escasea, asegurando la rentabilidad de los agricultores y fomentando las inversiones del sector privado. Para Siġġiewi, Malta, se evaluaron dos escenarios de riego, la forma de irrigación actual “no hacer nada”, en comparación con el “uso de aguas no convencionales” de la mezcla de agua de una pequeña planta de desalinización y agua subterránea. Los resultados indican un proyecto rentable desde a partir de un área mínima de 1ha de cultivos de viñedos. Para San Vicente del Raspeig se consideraron los beneficios obtenidos por las áreas verdes existentes, un parque y una laguna, donde se tomó en cuenta la disposición de los ciudadanos a pagar (DAP) para su preservación basada en el método de valoración contingente (MVC). Los resultados indicaron que el costo final del agua desalinizada fue de 0.29 €/ m³ y, de acuerdo con los resultados de la DAP, el valor derivado de los beneficios sociales proporcionados por el área de ocio fue de 0.51 €/m³, siendo el costo final del agua 0.22 €/m³. En consecuencia, el uso de agua salobre para el riego tiene un alto valor social que debe considerarse al evaluar proyectos relacionados con la desalinización.

ÍNDICE

Agradecimientos	V
Resumen	VI

CAPÍTULO 1. Introducción general y objetivos 1

1.1 Introducción.....	3
1.2 Objetivos.....	7
1.2.1 Evaluación económica para pequeñas plantas de desaladoras de acuíferos salobres. Aplicación en el Campo de Cartagena (SE España). Capítulo 2.....	7
1.2.2 Riego agrícola para cultivos de viñedos con aguas subterráneas desalinizadas y salobres en una perspectiva económica. Un estudio de caso en Siggiewi, Malta. Capítulo 3.	8
1.2.3 Costos sociales y privados del agua de riego: la pequeña planta de desalinización en San Vicente del Raspeig, España. Capítulo 4.	8
1.3 Descripción de las zonas de estudio	9
1.3.1 El Campo de Cartagena	10
1.3.2 Universidad de Alicante (UA Campus, San Vicente del Raspeig).....	17
1.3.3 Siggiewi, Malta.....	20
1.4 Introducción a la desalación	22
1.5 Evaluación económica privada - análisis coste beneficio (ACB).....	36
1.5.1 Análisis Coste Beneficio (ACB).....	36
1.5.2 Costes fijos (CF).....	41
1.5.3 Costes variables (CV)	42
1.5.4 Coste total	44
1.6 Valoración socio-económica del uso de agua salobre/salina con fines recreativos	45
1.6.1 El carácter público de los bienes y servicios ambientales	45
1.6.2 Métodos en la valoración de los beneficios de parques y áreas verdes urbanas	48
1.6.3. Disposición a pagar (DAP) y disposición a aceptar	50
1.6.4. Método Delphi	51

CAPÍTULO 2. Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena (SE Spain). 52

2.1 Introduction	53
2.2 Study area	53
2.2.1 The Campo de Cartagena.....	53
2.2.2 Hydrogeological framework	55
2.2.3 Agricultural management of desalted water	56
2.3 Data and methods	56
2.3.1 Selecting small desalination plants	56
2.3.2 Cost–benefit analysis, CBA.....	56
2.3.2.1 Total internal benefit calculation, B1. Study site.....	57
2.4 Results and discussion.....	58

2.4.1 Selected plants. Total cost and benefit for citrus irrigation	58
2.4.2 Results of the NPV, IRR, BCr and sensitivity analyses	58
2.5 Conclusions	58
2.6 References	59

CAPÍTULO 3. Agricultural irrigation of vine crops from desalinated and brackish groundwater under an economic perspective. A case study in Siġġiewi, Malta. 60

3.1 Introduction	61
3.2 Study area	62
3.2.1 The Maltese Islands. Siġġiewi study site.....	62
3.2.1 Agricultural management	63
3.3 Data and methods	63
3.3.1 Data collection	63
3.3.2 Cost-benefit analysis (CBA).....	63
3.3.2.1 Cost and benefit estimation.....	64
3.4 CBA results and discussion	65
3.4.1 Actual total cost and benefit for a vineyard cultivation, do-nothing option	65
3.4.2 Use non-conventional water from desalination, NPV and IRR.....	65
3.5 Conclusions	65
3.6 References	66

CAPÍTULO 4. Social and private costs of water for irrigation: The small desalination plant in San Vicente del Raspeig, Spain..... 68

4.1 Introduction	69
4.2 Study area	70
4.2.1 The University of Alicante brackish water desalination plant.....	70
4.3 Data and methods	70
4.3.1 Private cost calculations	71
4.3.2 The user's willingness to pay (WTP) and the contingent valuation method (CVM).....	71
4.4 Results and discussion.....	72
4.4.1 Private cost per m ³ for the small UA desalination plant.....	72
4.4.2 The CVM results and WTP model parameters estimates	72
4.4.3 Total social and private final cost	73
4.5 Conclusions	73
4.6 References	74

CAPÍTULO 5. Conclusiones y recomendaciones..... 75

REFERENCIAS 80

CAPÍTULO 1
INTRODUCCIÓN

1.1 Introducción

El desarrollo económico, el crecimiento demográfico y, muy especialmente, la expansión de la agricultura de regadío ha conducido a un gran aumento de la demanda de recursos hídricos en las cuencas mediterráneas. Ello ha provocado un incremento notable de las extracciones, llegando incluso a superar la disponibilidad de recursos hídricos en algunas regiones (EU, 2012; UNESCO, 2016).

Actualmente, la demanda de agua para regadío representa alrededor del 80% de los recursos hídricos disponibles en algunos países del sur de Europa, llegando hasta el 90% en determinadas cuencas hidrográficas (EEA, 2010). Además, se da la circunstancia de que dichos recursos son sensiblemente inferiores a las demandas existentes, produciéndose un permanente déficit estructural (CHS, 2014).

En muchas zonas del Mediterráneo donde el regadío es un factor clave para la producción, la media anual de precipitaciones varía considerablemente, además de estar condicionada por la baja pluviometría y su elevado déficit estructural (Franco, 2003; MMA, 2007; Martínez-Álvarez *et al.* 2016). Por ello, uno de los principales desafíos es asegurar un suministro de agua confiable en términos de cantidad y calidad, y así garantizar suficientes recursos, incluso durante los períodos secos (MED WS&D WG, 2017).

En España, la actividad económica (causa del crecimiento demográfico) se ha concentrado en la franja litoral. Dado que la disponibilidad de agua se ha convertido en un factor limitante para la agricultura y el abastecimiento urbano, se han propuesto diversas soluciones para combatir este déficit (MAPA, 1998; MAGRAMA, 2006; Soto-García *et al.*, 2014) que incluyen transferencias de agua, participación pública, medidas económicas, ahorro de agua, recarga de acuíferos, desarrollo de nuevas fuentes de suministro de agua (como desalación de agua de mar/agua salobre) y la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (Integrated Water Resources Management-IWRM).

Entre las soluciones propuestas, la desalinización (de agua de mar o acuíferos salobres) se ha convertido actualmente en una tecnología ampliamente aplicada en un número cada vez mayor de regiones de todo el mundo y se considera una de las principales soluciones para intentar contribuir a solucionar el problema de la escasez de agua (Duranceau *et al.*,

2011). A nivel global muchos países entre ellos Israel, España, Malta, Australia, Sur de EEUU, países de Oriente Medio, países del norte de África, etc. han hecho uso de esta tecnología para garantizar el suministro de agua a su población. Sin embargo, su aplicación ha estado ampliamente limitada debido a que los costos son demasiado altos y rara vez ha sido considerada para fines agrícolas, a excepción de cultivos e invernaderos altamente rentables. Además, se deben destacar los problemas derivados de la gestión de las salmueras y de la dependencia del coste económico de los combustibles fósiles (FAO, 2004; Veza, 2004).

Entre las técnicas de desalinización existentes, la Osmosis Inversa (OI) es la que presenta consumos energéticos y costes de producción menores en comparación a otras (Shaffer *et al.*, 2012). Y su aplicación para satisfacer la demanda en la agricultura, áreas verdes y urbana ha ido en aumento vislumbrándose como una alternativa para zonas áridas y semiáridas especialmente (Lew *et al.*, 2009).

La incorporación a la gestión integrada de los recursos hídricos de recursos provenientes de la desalinización muestra un aumento exponencial, pero existen pocos estudios que valoren socio-económicamente su importancia tanto en el ámbito agrícola como en el social e hidrológico. Los estudios económicos en agricultura han constituido tradicionalmente un área de gran importancia, como lo evidencia el interés de los mercados en la producción agrícola (Hobbs, 2008; FAO, 2009; Ram, *et al.* 2011; Bronzes, 2014). Sin embargo, es escasa la investigación económica a nivel multidisciplinar y en especial integrando los recursos hídricos, que proporcionen las herramientas e información necesaria en la toma de decisiones a los organismos implicados.

La realización de estudios económicos para la implementación de políticas eficientes de gestión de los recursos hídricos es una necesidad reconocida por la propia Directiva Marco del Agua (DMA). En este contexto se deben aplicar una serie de metodologías como apoyo al proceso de toma de decisiones. Uno de los métodos de mayor aceptación es el Análisis Coste-Beneficio (ACB), este es un método ampliamente aceptado y usado para evaluar la viabilidad económica de proyectos y actuaciones. La aplicación del ACB queda reflejada en trabajos como los de North and Griffin (1993), Chen and Wang (2009), Hernández-Sancho *et al.* (2010) y Molinos-Senante *et al.* (2011), donde se evalúan los costes y beneficios de recursos hídricos provenientes de una planta de tratamiento con

objetivo ambiental y urbano. Los resultados demuestran que no solo se obtienen beneficios con valor de mercado; también pueden justificarse por beneficios ambientales derivados o el aumento en la disponibilidad de un recurso escaso.

A nivel hidrológico los estudios económicos son un aspecto fundamental de la planificación hidrológica (Goodman, 1984; Brookshire *et al.* 1986; Kirby *et al.* 2014; Luckman, 2014) y en especial los ACB. A nivel de aguas subterráneas son menos frecuentes, posiblemente debido a que la propiedad de los pozos suele ser privada (como en España) y el agricultor no se plantea la necesidad de llevar a cabo estudios económicos si su gestión le aporta beneficios. Los trabajos de Görlach and Interwies (2003), Rinaudo (2003) y Loubier (2003), ofrecen pautas para la evaluación económica de la protección de aguas subterráneas y los costos de su protección y remediación mediante un ACB. Otros trabajos relacionados con esta temática son Sales *et al.* (2016), que realiza un estudio ACB “ex post” de la recarga artificial de un acuífero en Túnez para frenar la intrusión marina. También en Rupérez-Moreno *et al.* (2017), el ACB de la gestión de recarga de un acuífero considera el cambio climático y condiciones de demanda de riego.

Entre la bibliografía agrícola existe mucha sobre ACB considerado el riego con aguas no convencionales (Yagob *et al.* 2016; Kihila *et al.* 2014; Lavee, 2011); sin embargo, estudios con aguas procedentes de la desalación marina/salobre son escasos. Entre los escasos trabajos existentes, Zarzo *et al.* (2013) presentan una revisión económica sobre aplicación de agua desalinizada en la agricultura española basado en cuatro grandes desaladoras de OI. El estudio se centra únicamente en los costos privados de las plantas. García *et al.* (2011), evalúan una planta del SE español (producción 25. 000 m³/día) para uso agrícola; se centra fundamentalmente en el cálculo de los costes privados de la utilización de agua desalinizada para el uso de riego agrícola.

A nivel social, los estudios donde se hace uso de aguas no convencionales como la procedente de la desalinización es amplio. En muchas zonas la desalinización es la única fuente de recursos hídricos, como ocurre en las áreas insulares o zonas áridas. Basta citar algunos ejemplos como el caso de las Islas Canarias (Aguilera F y Rodríguez W. 1989). En Malta, el abastecimiento tanto para uso urbano como agrícola depende de la extracción de agua salobre de sus acuíferos (Falzón, 2013).

El uso de aguas no convencionales para el mantenimiento de bienes ambientales como zonas verdes, parques, lagos, ciclovías etc., es creciente, cuyos beneficios sociales se deben cuantificar y/o crear un mercado para ellos. Es evidente que la realización de un ACB para estos casos quiere que los beneficios y costes estén expresados en las mismas unidades, es en este sentido, que desde la teoría económica se han desarrollado diversas metodologías para la cuantificación de estas externalidades derivadas de los proyectos de inversión, y así cuantificar en términos monetarios el incremento o disminución de bienestar que se deriva del proyecto.

Existe una extensa literatura sobre evaluación de bienes ambientales (Peng and Jim, 2015; Millward and Sabir, 2011; Luttik, 2000; Sherer, 2006; Sælensminde, 2004), sin embargo, la literatura es escasa cuando se tratan de utilizar los recursos no convencionales para el uso y mantenimiento de estas áreas. Entre ellos se debe citar a Seguí *et al.* (2009), que realiza un ACB para evaluar el uso de agua no convencional procedente de una planta de tratamiento para la restauración de un humedal en un parque natural. En el trabajo se asigna un precio al agua a través de la metodología “costo de viaje”. Molinos-Senante *et al.* (2011), realiza un ACB de la reutilización de agua procedente de una depuradora para prevenir la descarga de nitrógeno y fósforo en las masas de aguas continentales en la región de Valencia. Hernandez-Sancho (2010) realiza un ACB utilizando el Método de Valoración Contingente para obtener un indicador útil sobre la viabilidad económica de la explotación de varias EDAR's.

Un aspecto importante a destacar es que los estudios realizados se han enfocado al análisis de grandes plantas desaladoras de agua marina. No se han encontrado estudios económicos que contemplen el uso de pequeñas plantas privadas de OI para desalación de aguas salobres subterráneas y su aplicación en la agricultura o el sector social.

Con el objetivo de integrar los aspectos económicos, agrícolas y ambientales en el diseño e implementación de proyectos de desalinización “ex-ante y ex-post” a pequeña escala por OI en acuíferos salobres, el estudio actual presenta una metodología para evaluar la viabilidad económica de estos proyectos teniendo en cuenta los costos privados y los impactos externos derivados de esta actividad. Su aplicación permite obtener la viabilidad económica del proyecto en función del precio final del m³ de agua utilizada.

1.2 Objetivos

El objetivo general de la presente tesis doctoral se centra en la evaluación económica privada del uso del agua desalada en el sector agrícola (cítricos y viñedos), y en la evaluación social de bienes ambientales (laguna, parque urbano y áreas verdes). Se debe destacar especialmente el origen subterráneo del agua desalada y que el proceso de desalación se lleva a cabo en pequeñas plantas privadas por ósmosis inversa.

Para llevar a cabo dichos objetivos, en esta tesis se evalúa desde el punto económico la desalación de agua procedente de pozos mediante pequeñas desaladoras. En el Campo de Cartagena y Campus de la Universidad de Alicante (San Vicente del Raspeig) a partir de un análisis “*ex-post*” (después de la implementación del proyecto), y en Siggiewi, Malta mediante la realización de un análisis “*ex-ante*” (antes de la implementación del proyecto), (Boardman *et al.* 1994).

Los objetivos planteados, ACB en agricultura y análisis contingente ambiental, se plasman en los siguientes artículos presentados:

1.2.1 Capítulo 2: Evaluación económica para pequeñas plantas de desaladoras de acuíferos salobres. Aplicación en el Campo de Cartagena (SE España).

En una primera etapa de la investigación se realiza el análisis coste beneficio (ACB) de tres pequeñas desaladoras para uso agrícola (cítricos) en el Campo de Cartagena. La selección de las plantas se basa en la ausencia de datos económicos al respecto. El objetivo es estimar si el coste final del agua obtenido es económicamente rentable para el regadío propuesto. Se considera el manejo agrícola habitual consistente en que el agua usada para irrigación procede de la mezcla del agua de la planta junto con tres fuentes alternas (Trasvase, Planta con agua de mar y pozo/agua salobre). La investigación incluye un análisis de sensibilidad indicativo de como el aumento en el costo de producción de agua afectaría la rentabilidad del proyecto.

1.2.2 Capítulo 3: Riego agrícola para cultivos de viñedos con aguas subterráneas desalinizadas y salobres bajo una perspectiva económica. Un estudio de caso en Siggiewi, Malta.

Para este objetivo se realiza un análisis “ex -ante” mediante ACB para evaluar el uso de una pequeña planta desaladora como alternativa de riego en el cultivo del viñedo. Para ello se recaban datos “*in situ*” la región de Siggiewi (Malta) de producción de vid y se compararan dos escenarios: i) situación actual “*do-nothing*” basada en el riego que realizan con agua subterránea salina y se comparara con ii) opción “*use non-conventional waters*”, que implica la mezcla de agua proveniente de la planta desalobradoradora y del acuífero salino para obtener agua de mejor calidad para riego. La realización del análisis de sensibilidad del costo del agua de riego (agua mezclada) considera cinco superficies de riego de diferente extensión.

1.2.3 Costos sociales y privados del agua de riego: la pequeña planta desaladora de la Universidad de Alicante (San Vicente del Raspeig).

Se realiza un análisis económico, ambiental y social de una pequeña desaladora destinada a riego del Campus, áreas verdes, una laguna y un parque en la misma Universidad. Mediante la aplicación de métodos de valoración ambiental de disposición al pago (DAP), de valoración contingente (MVC) y la realización de un cuestionario basado en el Método Delphi, se crea un mercado hipotético para estos bienes generados por la utilización del agua procedente de la desaladora. Los resultados en conjunto de ambos métodos (privado y ambiental) permitirán obtener el precio final real del agua desalada, y al mismo tiempo se determinará si el proyecto es rentable o no.

1.3 Descripción de la zona de estudio

La investigación económica llevada a cabo en esta tesis se aplicó a tres zonas de estudio, dos situadas en el S.E español y una en Malta. Dadas las características del estudio se han seleccionado el Campo de Cartagena, el Campus de la Universidad de Alicante situado en San Vicente del Raspeig, Alicante (Fig. 1.1), y en Siggiewi (Malta, Fig. 1.2) siendo el periodo de estudio de 2014 a 2018. Las tres zonas comparten características y problemas hídricos similares de la zona mediterránea. Se debe destacar que la selección de esta última zona de estudio se deriva del interés generado en la aplicación de métodos económicos durante la participación en un proyecto de investigación H2020 financiado por la UE.

En la zona de estudio el uso de agua desalada tiene un papel fundamental, siendo en ciertas ocasiones el único recurso posible para atender la demanda hídrica, por lo que actualmente esta tecnología está cobrando especial importancia en el desarrollo económico de la región.

En las tres zonas el principal origen del agua es subterránea, por esta razón se ha considerado pertinente presentar una breve descripción geológica-hidroológica.

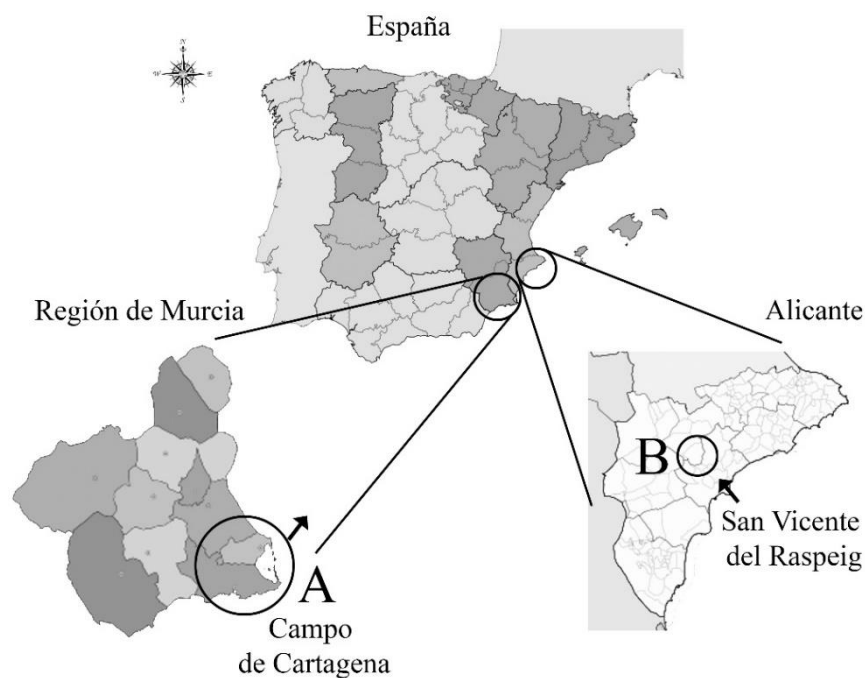


Fig. 1.1. Localización de la zona de estudio. A) Campo de Cartagena; B) Campus UA.

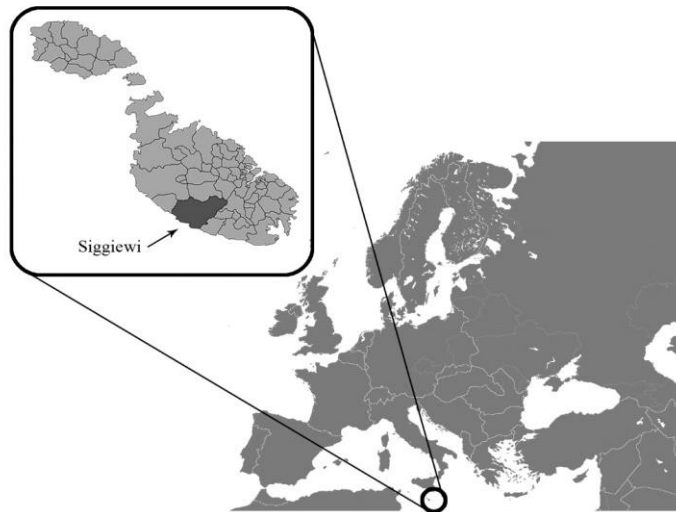


Fig. 1.2. Localización del archipiélago de Malta y zona de estudio (Siggiewi)

1.3.1 El Campo de Cartagena

Situación geográfica y clima

El Campo de Cartagena, con una extensión superficial de 1.440 km², se sitúa en el Sureste de la región de Murcia (Fig. 1.3). La geomorfología de la comarca se caracteriza por su amplia llanura con pequeña inclinación hacia el Sureste, rodeada en todos sus contornos, a excepción de la zona del litoral, por elevaciones montañosas.



Fig. 1.3. Situación geográfica de la comarca del Campo de Cartagena

A la derecha se ubica el Mar Menor, al norte y al oeste la sierra de Carrascoy que la delimitan. La sierra que se dirige hacia el Mar Menor es la Sierra Minera de Cartagena. El plano refleja también los dos mayores cursos fluviales de la Comarca, la Rambla de El Alujón/Fuente Álamo y la de Benipila (Fig. 1.3). La parte central del Campo de Cartagena pertenece a los términos municipales de Torre Pacheco, Fuente Álamo y Cartagena. Es una llanura que se extiende hacia el Este hasta el Mar Menor y en la que solo destacan algunos cerros o cabezos como Cabezo Gordo al Oeste de San Javier, y el Carmolí más al Sur y junto al Mar Menor.

La región se caracteriza por tener un clima mediterráneo semiárido, con una temperatura media anual de 18 ° C y una precipitación media anual de 300 mm, que se distribuye de manera desigual en unos pocos eventos intensos muy variables en el espacio y el tiempo. La distribución de las precipitaciones responde al patrón tipo de la distribución de la lluvia a lo largo del año en un clima de tipo mediterráneo, con un máximo muy acusado en otoño, un máximo relativo en la primavera, y veranos extremadamente secos. La precipitación a lo largo del año solo tiene lugar durante sesenta días lluviosos y la mitad de la precipitación suele tener lugar a lo largo de cinco días, con valores superiores a 17 mm. La figura 1.4 representa la distribución de las precipitaciones en el período 2006-2015. La evapotranspiración potencial anual oscila entre 875 y 1169 mm año⁻¹. Los valores de evapotranspiración de referencia anual obtenidos son 1313-1274 mm año⁻¹, (2006-2015) respectivamente (Sánchez *et al.*, 1989; Jiménez-Martínez, 2016). No existen cursos de agua permanentes y el área está drenada por ramblas de carácter efímeras. Las inundaciones repentinas son eventos hidrológicos comunes durante el otoño.



Fig. 1.4. Distribución de la precipitación anual en el período 2006-2015. (CARM, 2017).

Para el periodo analizado (fig. 1.4), se observa que existe un período de sequía de más de tres años y de acuerdo a los datos, un mínimo en las precipitaciones medias anuales. Cuando el mínimo se produce entre dos años húmedos o normales, los efectos sobre la agricultura no son tan nocivos como cuando este año extremadamente seco se manifiesta dentro de un período de sequía.

El suministro de agua de la población depende del agua superficial importada de Canales del Taibilla. El agua para riego agrícola procede de acuíferos confinados y el sistema de transferencia de aguas superficiales del acueducto Tajo-Segura (MIMAN, 2000), un sistema que transfiere agua desde la cuenca del Tajo (parte central de España) a la región de estudio iniciada en 1980.

Geología

En este apartado solo se ofrece una somera descripción geológica de la zona de estudio. Para mayor detalle se remite a las numerosas publicaciones existentes (Oen *et al.* 1975; Rodríguez Estrella 1986; Manteca y Ovejero 1992; Gagny y Marconnet 1994; García-Tortosa *et al.* 2000).

El Campo de Cartagena pertenece a las zonas internas de las Cordilleras Béticas en la que, se distinguen tres complejos tectónicos: Nevado-Filábride (aflora al Sur del campo de Cartagena, en las sierras de Los Victorias y de La Fuente, así como en el Cabezo Gordo), Alpujárride (aflora en los alrededores de Cartagena y La Unión, principalmente en las sierras de La Muela, Pelayo y Gorda, y también en la Sierra de Carrascoy) y Maláguide (está representado mínimamente en la Sierra de Carrascoy).

El Campo de Cartagena es una depresión interior postectónica de las Cordilleras Béticas, en las que se conserva un potente relleno neógeno-cuaternario de más de 1000 m de espesor, predominantemente margoso, con intercalaciones de conglomerados y areniscas en el Tortoniense, calcarenitas y calizas en el Messiniense, y areniscas en el Plioceno. Los materiales más modernos corresponden al Cuaternario.

Hidrología subterránea del Campo de Cartagena

Desde el punto de vista hidrológico, en el Campo de Cartagena se pueden diferenciar cinco acuíferos (fig. 1.5), constituidos por materiales permeables (carbonatados y detríticos) pertenecientes al Triásico, Tortoniense, Andaluciense, Plioceno y Cuaternario (ITGE, 1994). Dada la compleja estructura interna de esta depresión, el carácter discordante de muchas de sus formaciones y por el Este el Mar Menor y el Mediterráneo, existe en ciertas zonas conexión hidráulica entre los acuíferos y el mar.

En condiciones naturales, la recarga subterránea procede de la infiltración de lluvia de las áreas de afloramiento. La descarga se produce a través de los bombeos existentes, interacción con otros acuíferos y drenaje al mar. Los intensos bombeos producidos en las últimas décadas han conducido a un descenso generalizado del nivel del agua subterránea, disminución de las salidas al mar y a manantiales, y un incremento de la contaminación agroquímica derivados de los usos agrícolas del suelo (ITGE, 1994; Jiménez-Martínez *et al.* 2016).

Durante los años 60 y 70, los acuíferos fueron intensamente explotados para su uso agrícola. Desde 1980, con la transferencia de agua, el área irrigada total aumentó debido a los nuevos recursos hídricos disponibles. En respuesta, se produjo un aumento de inducido en la recarga al acuífero no confinado superior (cuaternario) por la progresiva implantación de una extensa agricultura de regadío. Como resultado, dos mecanismos han llevado a un aumento en el nivel del agua en los acuíferos: el flujo de retorno del riego y la disminución del bombeo de los pozos. Desde 2005 y debido a la gran demanda de agua para el riego, la comunidad de agricultores ha promovido actividades privadas de desalinización a partir de aguas subterráneas salobres con el fin de aumentar los recursos hídricos disponibles.

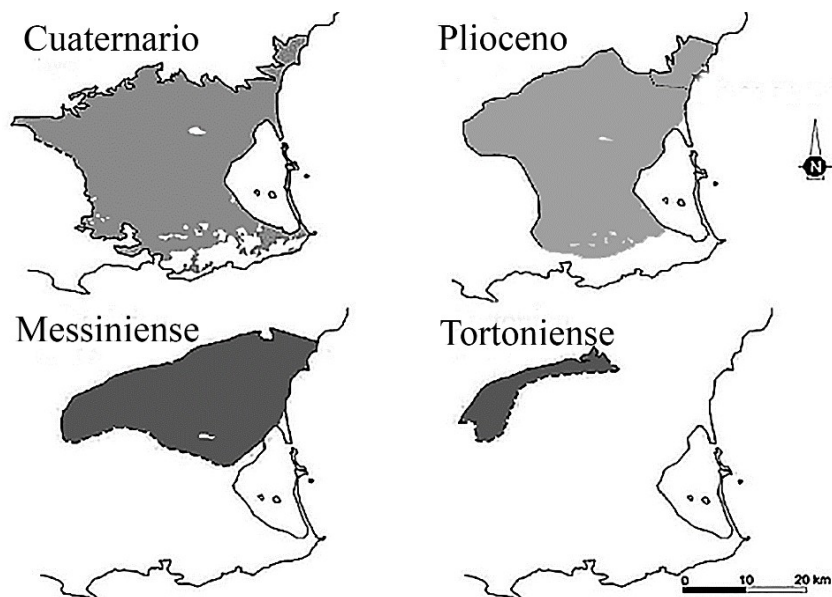


Fig. 1.5. Acuíferos del Campo de Cartagena (ITGE, 1994)

Agricultura y gestión agrícola

El Campo de Cartagena posee una agricultura de gran rentabilidad, tanto para la región de Murcia como del país (Pérez-Blanco *et al.*, 2011). La agricultura constituye el principal uso del suelo con 17,968 ha en 2014 (Fig. 1.6). Los cultivos son heterogéneos, de tipo leñosos (limón, naranja, mandarina, oliva, viñedos) y herbáceos (principalmente hortalizas) que cubren más de 15,977 hectáreas.

El riego por goteo se utiliza ampliamente en la región debido a los escasos recursos hídricos y la necesidad de conservar el agua (Soto-García, 2014).

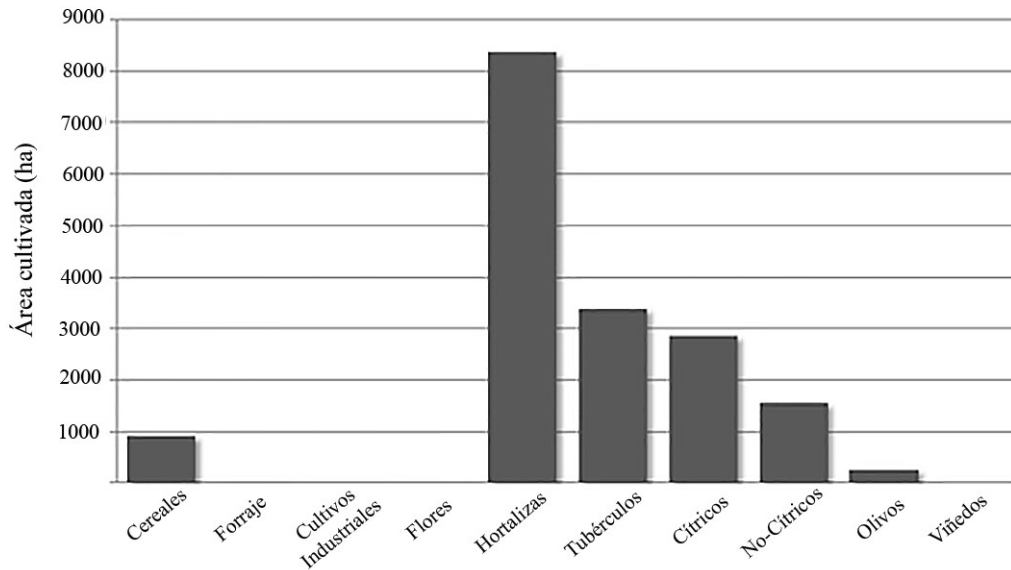


Fig. 1.6. Hectáreas de suelo cultivado y tipo de cultivo (2014).

(http://www.carm.es/econet/sicrem/PU_CartagenaCifrasNEW/P8004/sec4.html.)

Las prácticas agrícolas intensivas implican, junto con el flujo de retorno de riego, el transporte de fertilizantes minerales, que con frecuencia exceden las necesidades de cultivo ($0.9-1.6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), al acuífero no confinado (Cuaternario). La descarga de este acuífero al Mar Menor (una laguna costera hipersalina) está produciendo un importante impacto ambiental (Rodríguez Estrella, 2000; García-Pintado *et al.*, 2007). Las mayores tasas de bombeo en pozos, la contaminación por agroquímicos y la interconexión de acuíferos a través de pozos abandonados y mal construidos, mejorados por su alta densidad (Jiménez-Martínez *et al.* 2010), son los principales impactos en la calidad y cantidad de recursos de agua subterránea en la región.

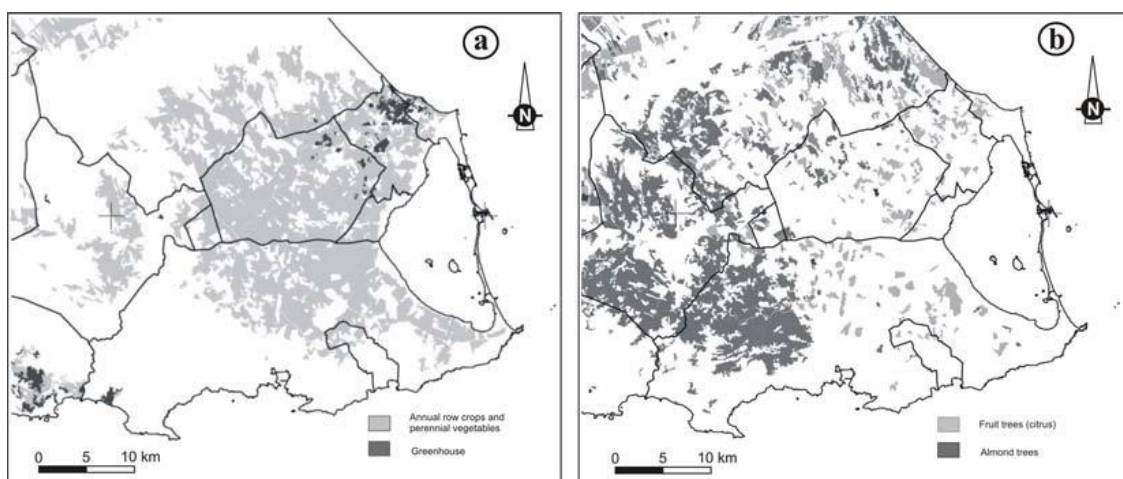


Fig. 1.7. Cultivos principales (CARM, 2008). a) hortícolas y b) árboles frutales.

De acuerdo con los datos de la tabla 1.1, por orden de importancia, los cultivos predominantes en la zona regable son los hortícolas (lechuga, melón, alcachofa y brócoli) y cítricos (limonero y naranjo).

Tabla 1.1. Distribución de cultivos de secano, regadío e invernadero en el Campo de Cartagena (ha). Datos de 2015 (CARM, 2017).

CULTIVO	ha
HERBÁCEOS	
Cereales para grano	1540
Cultivos forrajeros	86
Cultivos industriales	64
Flores	65
Hortalizas	17,641
Leguminosas para grano	10
Tubérculos consumo humano	3872
Total, Cultivos Herbáceos	23,278
LEÑOSOS	
Cítricos	8036
Frutales no cítricos	5395
Olivar	689
Otros cultivos leñosos	692
Viñedo	50
Viveros	98
Total, Cultivos Leñosos	14,963
SUPERFICIE EN INVERNADERO	
Flores	55
Hortalizas	1249
Cítricos	4
Viñedo	5
Viveros	75
Total, cultivos bajo invernadero	1388
TOTAL, CULTIVOS	39,629

Para superar la escasez de agua, el sector privado ha decidido financiar e instalar pequeñas plantas privadas (el agua proviene de acuíferos salobres, que no es apta para el riego directo). La gestión consiste en bombardear a partir de un pozo agrícola, un estanque y una planta de desalinización, todas ubicadas en el campo de regadío o en las cercanías (Fig. 1.8).

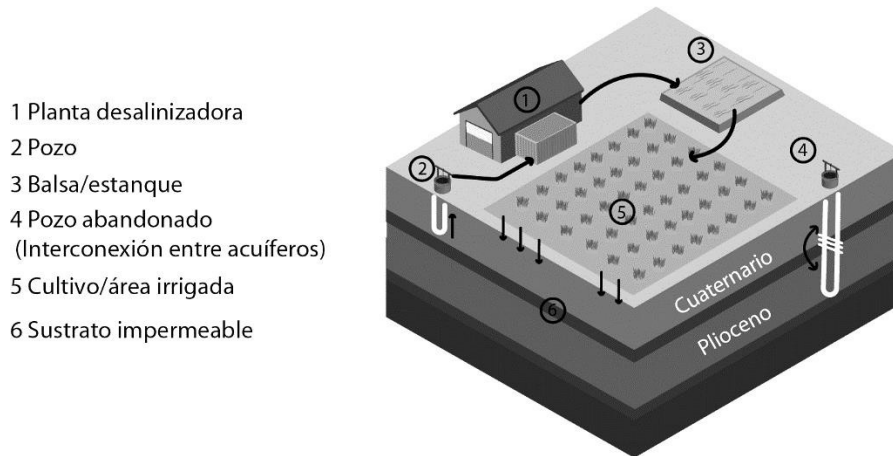


Fig. 1.8. Esquema general del funcionamiento de las pequeñas plantas de desalinización del SE España.

Para el riego final se obtiene agua con la salinidad requerida de acuerdo al uso específico o cultivo; esta práctica es bien conocida en el área como "Agua a la carta" (Aparicio *et al.*, 2017). El agua desalada se mezcla con agua procedente del trasvase o del mismo acuífero para obtener la salinidad apropiada para sus cultivos. Actualmente no existe un inventario del número de plantas existentes (se calcula en más de 1000 en la zona), por ello se desconoce la extracción anual de agua subterránea en la región y las consecuencias que conlleva esta práctica.

1.3.2 Universidad de Alicante (UA Campus, San Vicente del Raspeig)

La zona de San Vicente del Raspeig se caracteriza por tener un clima semiárido y baja precipitación (300 mm/año), la precipitación es irregular, y la mitad de la precipitación anual se puede obtener fácilmente en unas pocas horas (Valdes-Abellan *et al.* 2017). Esta área ha padecido severos problemas de sequía en los últimos años.

El campus de la UA ubicado en San Vicente del Raspeig cubre aproximadamente 30,000 m² de área de jardín de riego con césped, plantas ornamentales y árboles que constituyen un parque urbano (Fig 1.9).

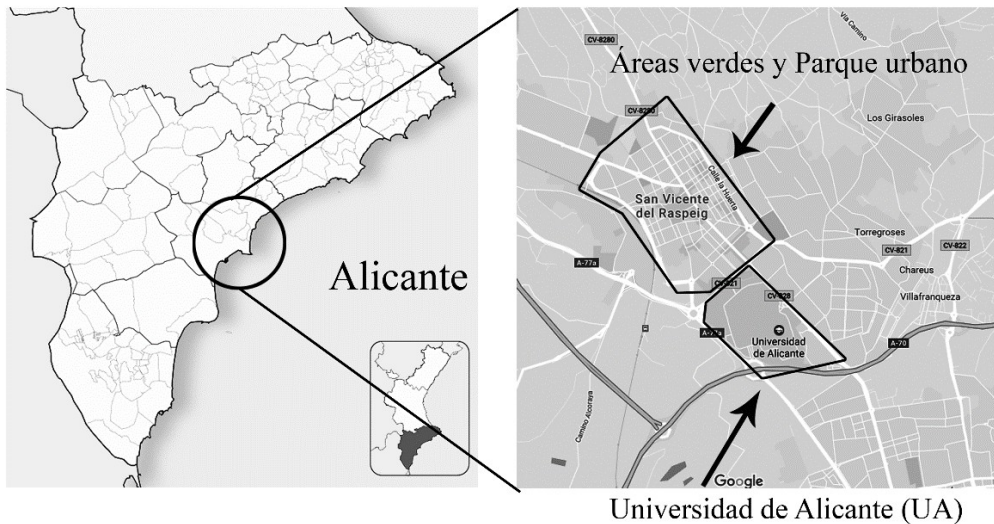


Fig. 1.9. Localización del área de estudio en San Vicente del Raspeig (UA Alicante)

Ante el creciente campus, las necesidades de agua y escasez, el riego se realizó mediante la desalinización de agua subterránea continental salobre del acuífero cuaternario subyacente.

Geología e hidrología

El acuífero Cuaternario de San Vicente tiene una superficie permeable de 72.1 km² y unos recursos renovables de 3.85 hm³. El material del acuífero está constituido por limos arenosos con algunas arcillas sobre margas impermeables de origen Cretácico. La geología de la región es bastante compleja, lo que incluye la presencia de algunos afloramientos de yeso, que conducen a una mala calidad del agua subterránea. Los valores de conductividad eléctrica superiores a 6000 µS y las concentraciones de SO₄²⁻, Cl y Na superiores a 1200 mg/l, son bastante comunes. En la tabla 1.2 se presentan los valores frecuentes encontrados en el agua extraída del acuífero (iones mayoritarios).

Tabla 1.2. Características químicas del agua del acuífero de San Vicente del Raspeig. (Rico y Chillón, 2001)

Parámetro	
pH	7.0
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	6000
Ca^{2+} (mg/L)	350
Mg^{2+} (mg/L)	190
Na^+ (mg/L)	900
K^+ (mg/L)	16
HCO_3^- (mg/L)	340
SO_4^{2-} (mg/L)	1600
Cl^- (mg/L)	1125
NO_3^- (mg/L)	150
SiO_2 (mg/L)	17.5
TDS (mg/L)	4690

El agua del acuífero es bombeada a través de diversos pozos distribuidos por el campus. En la figura 1.10 se puede observar la evolución del nivel piezométrico del acuífero, y la escasa influencia de la extracción que se realiza para el abastecimiento de la Universidad.

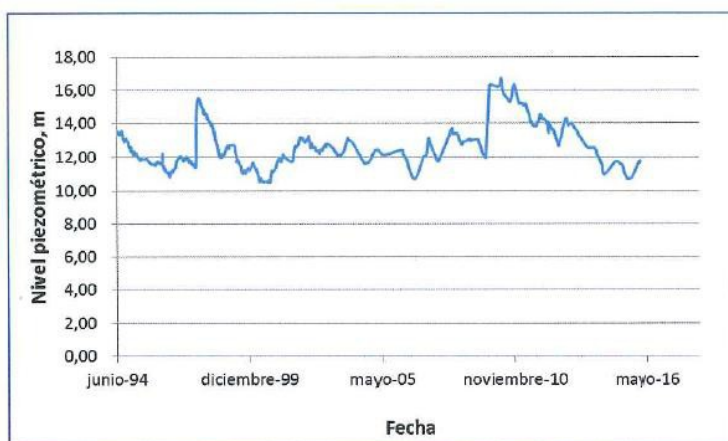


Fig. 1.10. Variación del nivel piezométrico del acuífero (Prats, 2016)

En la actualidad, el campus se irriga con una mezcla de diferentes fracciones de agua subterránea desalinizada y agua de un pozo existente del acuífero subyacente almacenado en una laguna antes de su uso (Prats, 2016). Entre 1997 y 2014, la planta ha reemplazado 1.9 Mm^3 de agua potable por agua desalinizada y agua de pozo salobre. La instalación ha llevado a ahorros económicos significativos y ha permitido el uso de recursos hídricos que previamente no se podían usar debido a la alta salinidad natural.

1.3.3 Siggiewi, Malta

Área geográfica y clima

El archipiélago maltés se compone de tres islas: Malta, Gozo y Comino, y una serie de islotes deshabitados diseminados por la costa de las islas principales (fig. 1.11). Su ubicación es de aproximadamente 96 km al sur de Sicilia (Italia) y 290 km al norte de Túnez. La superficie total es de aproximadamente 316 km² y el perímetro de la costa de la isla de Malta es de 136 km, mientras que el de Gozo es de 43 km.

Ninguna de las islas presenta relieves elevados y siendo relativamente plano. La isla de Malta es la mayor del archipiélago con un área de aproximadamente 245.7 km² y el punto más elevado está a 253 m sobre el nivel del mar (Schembri, 1993).

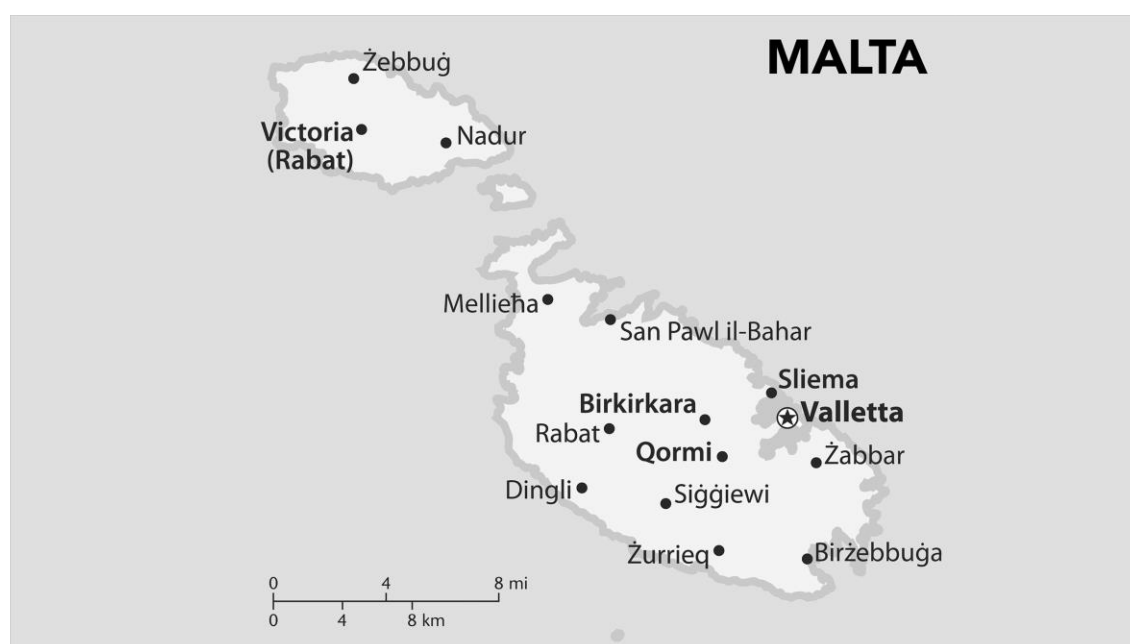


Fig. 1.11. Islas Maltesas

El clima es típicamente mediterráneo semiárido, caracterizado por veranos calurosos e inviernos húmedos. La precipitación media anual es aproximadamente 550 mm, aunque la presencia de años húmedos y otros extremadamente secos es habitual. La mayor precipitación tiene lugar entre octubre y febrero. La lluvia se caracteriza por tormentas de alta intensidad, pero de corta duración (Stuart *et al.*, 2010; Falzon, 2013).

Densamente poblada, pero con escasos recursos hídricos, la gestión de los recursos disponibles, fundamentalmente agrícolas y abastecimiento, se centran en la explotación de los acuíferos existentes (muchos de ellos con intrusión marina) y la desalación.

Geología e hidrología

La geología de Siggiewi está formada por rocas sedimentarias. Los principales tipos de rocas aflorantes son: Caliza coralina inferior (Lower Coralline Limestone), espesor de 140 m. Caliza con Globigerinas (Globigerina Limestone), expuesta a un espesor que varía de 23 a 207 m. Arcilla Azul (Blue Clay) (máximo de 65 m). Arena verde (Greensand) (máximo de 12 m). Caliza coralina superior (Upper Coralline Limestone) máximo de 162 m (Schembri, 1993).

No existen cursos de aguas superficiales que puedan explotarse, y las aguas subterráneas están sometidas a una gran explotación.

La conductividad eléctrica del agua subterránea oscila entre 2000-3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la concentración de cloruros entre 400 y 600 ppm, debido principalmente a la intrusión de agua de mar (Falzon, 2013). El nivel del agua subterránea se encuentra entre 35 y 143 m.s.n.m. (Stuart *et al.*, 2010).

Malta depende del agua subterránea tanto para el suministro público como para el riego agrícola realizado a través de sondeos y galerías horizontales (Sapiano *et al.*, 2013). Como los recursos disponibles no pueden satisfacer la demanda actual, más del 50% del agua procede de la desalinización de agua de mar por ósmosis inversa (RO). La desalinización del agua de mar comenzó en 1983 y alcanzó su máxima intensidad en el período 1994/1995 (Sapiano *et al.*, 2013)

Agricultura y agua

El desarrollo de la agricultura en Malta está limitado por las características naturales y geográficas de las islas. El número total de productores registrados fue de 11,444 en el año 2000. De estos, 974 son agricultores a tiempo completo y 10,426 eran agricultores a tiempo parcial.

Las principales limitaciones a la actividad agrícola son el costo de oportunidad de la tierra, la escasez de recursos hídricos y los altos costos de mano de obra (CCA, 2010), todo ello agravado por la densidad de población y la alta demanda estacional por turistas. Se estima que la demanda del sector agrícola constituye aproximadamente el 80 por ciento de la demanda de agua subterránea. El agua no convencional (aguas tratadas y la cosecha de agua de lluvia) tiene una importancia marginal.

Uno de los cultivos más importantes es la vid, con una gran demanda para la producción de vino. La viticultura es un área de interés creciente y la superficie total de viñedos en las islas es de aproximadamente 683 hectáreas (MCCAA, 2013).

Si bien la viticultura en Siġġiewi no es una actividad reciente, hasta hace poco, no ha existido una investigación científica relacionada con el cultivo de la vid. Es a partir principalmente de la entrada en vigor de la Ley del Vino de 2001 (CAP436, 2001) cuando ésta temática presenta interés. Entre las nuevas áreas de investigación cabe destacar la promoción de viñedos autóctonos, el problema derivado del continuo incremento de salinización de las aguas de riego y los estudios económicos de las explotaciones agrícolas.

1.4 Introducción a la desalación

Es este apartado se describe de forma general los distintos sistemas de desalación de agua de mar con especial atención a la desalación mediante ósmosis inversa. Al mismo tiempo se describe el lugar que ocupa en la actualidad ésta tecnología y su evolución durante los últimos años. Conjuntamente se analiza la situación actual España y Malta, donde la aportación progresiva de agua desalada, está cobrando un papel fundamental en la gestión de recursos hídricos.

Recursos convencionales y no convencionales de agua

Satisfacer una demanda como la del sureste español y algunas áreas del área mediterránea junto con la mejora tanto de la calidad como la cantidad del agua disponible, requiere cada vez un mayor esfuerzo. Ante la escasez hídrica, es necesario recurrir a la gestión integrada de los recursos hídricos, (aguas superficiales, subterráneas) y recursos no

convencionales, entre los que se incluyen todas aquellas aguas no generadas por el ciclo hidrológico natural (MIMAN, 2000; Qadir, *et al.* 2007).

Los consumos y demandas hídricas actuales han llevado a la búsqueda de posibles alternativas de suministro, por lo que se tienen tecnológicamente dos opciones: primeramente, la regeneración de aguas usadas (BOE 287 del 1/12/2005) y con ello su reutilización, y en segundo lugar la desalación de agua marina o salobre, objeto de especial interés en esta investigación.

Desalación como recurso no convencional

La desalación consiste en tratar un agua con una concentración determinada de sales de tal modo que por una parte se obtenga agua con un contenido muy bajo en sales apta para su uso mientras que el contenido en sales del rechazo aumenta. Es un proceso que transforma el agua de mar o aguas subterráneas salobres en agua dulce de buena calidad.

Las técnicas han ido evolucionando según el transcurso del tiempo, aumentando la capacidad instalada, como se aprecia en la Fig. 1.12 donde la curva exponencial evidencia la relación de la demanda del recurso y el abaratamiento de la tecnología que cubre parte de la demanda hídrica.

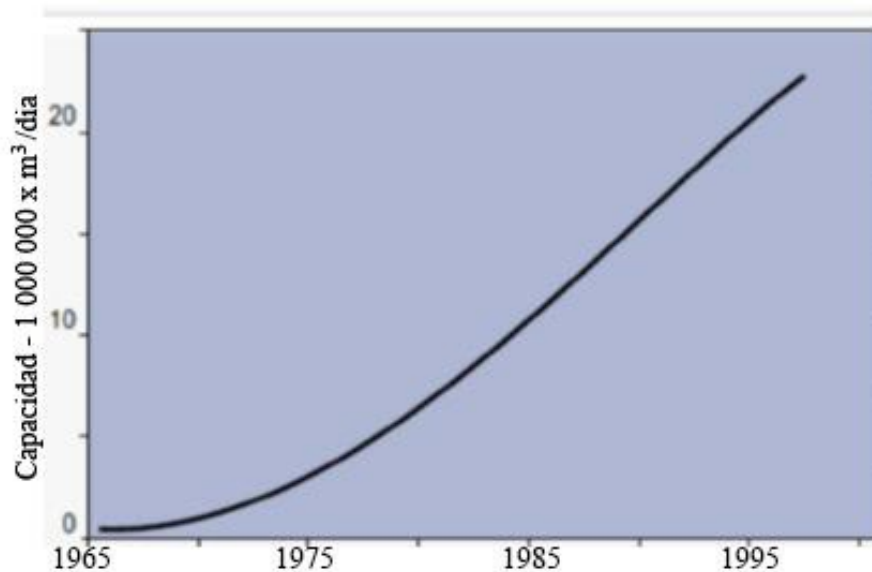


Fig. 1.12. Capacidad acumulativa de plantas desaladoras de 1965-2000 (IDA, 2000)

Si bien las técnicas de desalación se vienen aplicando desde los años 60, pero es hacia 1970 cuando se inicia el proceso de desalación mediante membranas conocido como Electrodiálisis (EDR) y la conocida como Ósmosis Inversa (OI). Y a partir de los años 80's las tecnologías fueron comerciables logrando que en 1990 se convirtiera en un proceso comúnmente utilizado hasta la fecha. Actualmente la capacidad de desalinización a escala mundial supera los $100 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$, y se espera que se doble para el año 2025 (Lew *et al.*, 2009; IDA, 2013).

Las aguas que se tratan actualmente mediante tecnologías de desalación son: agua de mar, agua salobre y también aguas residuales urbanas o industriales, que no son el objeto de esta tesis.

Las características del agua que se va tratar mediante desalación determinan en buena parte el proceso más adecuado a utilizar, así como los pretratamientos a emplear. La calidad de un agua destinada a la desalinización en general se caracteriza en función de sus parámetros y rangos de variación. Según el tipo de agua (salina o salobre) y de la tecnología a emplear, los parámetros más importantes son los siguientes:

Tabla 1.3. Parámetros físicos, biológicos y químicos a considerar en el agua de mar (Medina, 2000)

PARÁMETROS FÍSICOS	PARÁMETROS QUÍMICOS
Turbidez	Salinidad total
Materia en suspensión	Conductividad y temperatura
Recuento de partículas	Cloruros
Potencial Zeta	Balance iónico
Índice de atascamiento (SDI)	Alcalinidad
Índice de atascamiento modificado (MFI)	Boro, Estroncio, Bario y Fluoruros
Temperatura	Metales pesados (Fe, Al, Cu... etc)
Absorbancia UV254	pH y Temperatura
Absorbancia específica	Carbono orgánico total (TOC)
PARÁMETROS BIOLÓGICOS	Carbono orgánico disuelto (DOC)
Carbono orgánico asimilable (AOC)	Nutrientes (nitrógeno y fósforo)
Recuento de bacterias en sus distintas modalidades	Oxígeno disuelto
Recuento de algas en sus diferentes variedades	Hidrocarburos, aceites, grasas y similares
<u>Contenido en clorofila</u>	

En la zona de estudio se está haciendo uso de aguas salobres, estas aguas presentan notables diferencias respecto al agua de mar. El agua de mar puede contener hasta 10,000 mg/L/TSD aproximadamente. Aunque este límite no es estricto, lo cierto es que, a efectos de desalación, las aguas de contenido salino por encima de esta cifra se suelen tratar como agua de mar.

Ventajas y desventajas de la desalación

Las principales ventajas de la desalación son las siguientes:

- Inmediatez en la disponibilidad del agua y fiabilidad que da la autonomía y la producción continua de agua.
- Calidad del agua-producto. Se trata de un “agua a la carta” cuya calidad es óptima ya que las membranas de “poliamida” consiguen un rechazo de sales del 99.4 al 99.6 %, pudiendo llegarse a obtener agua casi destilada. La calidad del agua-producto la hace apta para abastecimiento, riego agrícola y usos industriales
- Posibilidad de utilización de energías renovables.
- Libera recursos hídricos superficiales y subterráneos, que en muchos casos proceden de fuentes sobreexplotadas.
- Se adapta muy fácil y rápidamente a la evolución de la demanda por su carácter modular.

Los principales inconvenientes de la desalación son:

- Genera un agua más cara que la procedente de fuentes convencionales.
- El mayor consumo energético 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).
- Impacto ambiental producido por el vertido de la salmuera al mar. La adecuada selección del punto de vertido y un buen diseño del tramo difusor de vertido garantiza la minimización del impacto.
- Emisión de CO₂ por el uso de energía, como cualquier otro sistema de distribución de agua.

- Tienen una vida limitada.
- Aunque los costos actuales de la desalinización y la distribución de agua desalada son asequibles en muchos países desarrollados y ricos en petróleo, el agua desalinizada sigue siendo un recurso costoso en los países en desarrollo. No se espera que el costo del agua desalada disminuya en un orden de magnitud a corto plazo. Se prevé, sin embargo, que éste costo disminuya aproximadamente en los próximos años, y que disminuirá cerca del 50% para el año 2020 (Shaffer *et al.*, 2012).

Técnicas de desalación

Desde el advenimiento de la desalinización, se han usado varios procesos para desalinizar agua de mar o agua subterránea altamente salobre. Para ello se dispone de un proceso principal de desalación (por evaporación o membranas) y una serie de procesos complementarios que tienen como objetivo, por una parte, el pretratamiento del agua previo a la etapa de desalación y por otra parte su acondicionamiento al uso final, a continuación.

En la tabla 1.4 se mencionan los principales procesos de desalación (Hiriart, 2007; Cipollina, 2007; Khawaji, 2008). Se debe mencionar que algunos han sido descartados porque no eran económicamente viables.

Tabla 1.4 Clasificación de las tecnologías de desalinización

SEPARACIÓN	ENERGÍA	PROCESO	DENOMINACIÓN
Separando el agua	Térmica + eléctrica	Evaporación	Súbita Multietapa (MSF) Multiefecto (MED) Compresión Térmica de Vapor Solar
		Cristalización	Congelación Formación de hidratos
		Evaporación y filtración	Evaporación con membranas
		Evaporación	Compresión Mecánica Vapor
Eliminando las sales	Eléctrica Química	Filtración iónica	Ósmosis inversa
		Migración iónica	Electrodialisis
		Otros	Intercambio iónico Extracción

En el siguiente apartado se dará una visión general y una breve descripción de las tecnologías de mayor interés.

Destilación

Entre las principales técnicas de desalinización, la destilación es la forma más antigua de tratamiento de agua de mar, y es un proceso que se ha utilizado en muchas partes del mundo. La desalinización usando destilación se puede lograr de varias maneras (Semiat, 2000). En general, el proceso utiliza energía térmica para evaporar agua y así separarla de sales e impurezas. El agua evaporada se captura y se condensa como agua dulce. El proceso recrea el ciclo de evaporación y condensación del agua que ocurre naturalmente. Sin embargo, la destilación es un proceso que consume mucha energía. Inicialmente, las plantas de destilación se construyeron en áreas donde los costos de energía eran muy bajos (como el Medio Oriente rico en petróleo) o cerca de plantas de procesamiento que producían calor residual (Haddad y Mizyed, 2004).

Destilación flash multietapa (MSF)

La idea de este proceso es destilar agua de mar y condensar el vapor obtenido, recuperando el calor latente para calentar más agua de mar que, posteriormente, se evaporará. Si la transmisión de calor fuese con área infinita e infinito número de etapas y no hubiese pérdidas, una vez comenzado el proceso, no habría que aportar más calor y el proceso se auto-mantendría. Pero como termodinámicamente es imposible, hay que disponer de una fuente externa de energía que suministre el incremento de temperatura que falta para iniciar el ciclo.

El proceso de destilación flash multietapa (MSF) se basa en que el agua, se expone repetidamente a una presión menor que la de saturación correspondiente a su temperatura y evapora parcialmente, de forma que el calor necesario lo toma del resto del líquido, que se enfría. Por tanto, es importante la relación temperatura y tensión de vapor. La evaporación tiene lugar en la cámara flash. En cada etapa se produce evaporación súbita de parte del agua, que arrastra gotas de humedad. Estas se separan en una malla, y el vapor condensa en el exterior del haz de tubos superiores (Darwish *et al.* 2006).

Destilación multiefecto (MED)

El proceso de destilación multiefecto, MED, como el método anterior, se realiza en etapas sucesivas y utiliza el principio de reducción sucesiva de presión anteriormente citado. El conjunto del evaporador opera en una serie de efectos (El primer efecto es el que recibe el vapor vivo procedente de un generador de vapor, y así sucesivamente) que consisten en un número n de evaporadores de tubos horizontales, representando los efectos, además de una serie de precalentadores de alimentación, bombas y auxiliares. El proceso de destilación tiene lugar en cada efecto, que constituye un evaporador-condensador de tubos, en el que se introduce vapor por el interior de los tubos del haz intercambiador. El agua de mar/salobre se introduce en el primer efecto, donde se calienta hasta su punto de ebullición mediante vapor procedente del exterior, produciéndose su evaporación parcial; el resto del agua es alimentada al siguiente efecto, donde existe una presión inferior y donde se produce de nuevo su parcial evaporación, al ser aplicada a un haz de intercambio por el que circula el vapor procedente del efecto anterior. Tal cesión de calor hace que el

citado vapor se condense, pasando a formar parte del agua producto, y el nuevo vapor producido se vehicula al siguiente efecto, donde prosigue el ciclo de desalación.

Las plantas MED se construyen habitualmente con un número de etapas no superior a 15, se diseñan para funcionar a temperaturas en el entorno de 70 °C y su capacidad de producción unitaria no suele superar los 15,000 m³/d. El hecho de funcionar a temperaturas inferiores a las del proceso MSF hace que sea menos exigente en cuanto a la calidad de los materiales empleados, aunque requieren una superficie de intercambio superior (Al-Shammiri, 1999).

Osmosis Inversa

El proceso de desalación mediante ósmosis inversa de agua de mar se desarrolló en la década de los 70's del siglo XX. Este es un proceso de mayor eficiencia energética, que hace uso de membranas semipermeables estrechamente unidas, a través de las cuales se fuerza el paso de agua de mar a presiones muy altas. Solo las moléculas de agua pueden pasar a través de estas membranas, ya que son más pequeñas que casi todas las impurezas (incluidas las sales) contenidas en el agua de mar. Las impurezas separadas y un poco de agua residual se descargan luego como salmuera. Los avances en las tecnologías de membrana también han llevado a la aparición de configuraciones de membrana con diferentes parámetros de rendimiento.

Este método de desalinización se hizo popular durante los años 90's, ya que tiene un costo de operación más bajo que los procesos de desalinización térmica. Desde entonces, la construcción de nuevas plantas de ósmosis inversa se ha acelerado significativamente. La mayoría de las grandes plantas de desalinización construidas durante los últimos 10 años, o actualmente en construcción, se realizan bajo acuerdos de asociación público-privada, usando el método de construcción, propiedad, operación y transferencia del proyecto.

Además, la tendencia ha sido construir menos plantas de desalinización de agua de mar, pero asegurando que las construcciones tengan una gran capacidad en lugar de construir un gran número de instalaciones más pequeñas con menos capacidad. Esto es el resultado de los beneficios que ofrece la capacidad mayor y la centralización (Voutchkov, 2004; Qadir, 2007).

Las plantas de ósmosis inversa presentan ventajas sobre las plantas de destilación. Estos incluyen el hecho de que el agua de alimentación para las plantas de ósmosis inversa generalmente no tiene que ser calentada, por lo que los impactos térmicos de las descargas son menores. Además, las plantas de ósmosis inversa tienen menos problemas con la corrosión y generalmente tienen menores requerimientos de energía que las plantas de destilación. También tienden a tener tasas de recuperación más altas, que pueden llegar al 45% en el caso del agua de mar (Wittholz, 2008; Lapuente, 2012). El proceso de ósmosis inversa también puede eliminar contaminantes no deseados como pesticidas y bacterias. En la destilación simple, los contaminantes químicos con puntos de ebullición inferiores a los del agua, se condensan junto con el agua. Finalmente, las plantas de ósmosis inversa ocupan menos área superficial que las plantas de destilación para la misma cantidad de agua dulce producida (Qadir, 2007).

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.

Situación actual de la desalinización en el mundo

Según la Asociación Internacional de Desalación (siglas en inglés IDA), la desalinización se practica en unos 130 países en más de 100 ciudades de las cuales solo 10 cuentan con el 75 % del total de la capacidad instalada.. Los Estados Unidos de América ocupan el segundo lugar en la capacidad instalada con el 16 % (ver tabla 1.5).

Tabla 1.5 Porcentaje de capacidad mundial instalada en desalación

País/región	% capacidad mundial instalada
Oriente Medio	60 %
Estados Unidos de Norteamérica	16 %
Países Árabes Mediterráneos	6 %
España	5 %
Italia	2 %
Otros miembros de la Unión Europea	3 %
Resto del Mundo	8 %

Fuente: IDA (2000).

Esta tecnología ha sido practicada por más de 50 años, y actualmente está cobrando más importancia para el suministro de agua potable en el mundo (Duranceau *et al.*, 2011). Son muchos los países (Israel, España, Malta, Australia, EEUU, Oriente Medio, Norte de África, etc.) que han hecho uso de distintas tecnologías de desalinización para garantizar el suministro de agua a sus poblaciones. No todos están ubicados en áreas áridas y semiáridas: algunos simplemente tienen una población elevada y altos niveles de industria y turismo, lo que resulta en que los recursos hídricos locales sean inadecuados o no aptos para el consumo. Actualmente, existen plantas de desalinización operando en más de 120 países en todo el mundo (Voutchkov, 2004).

La posibilidad de desalar el agua del mar y/o de desalar las aguas salobres subterráneas supone, para las zonas más desfavorecidas, una garantía de disponibilidad de este recurso, puesto que permite asegurar el consumo de agua a la población.

Desalación en España

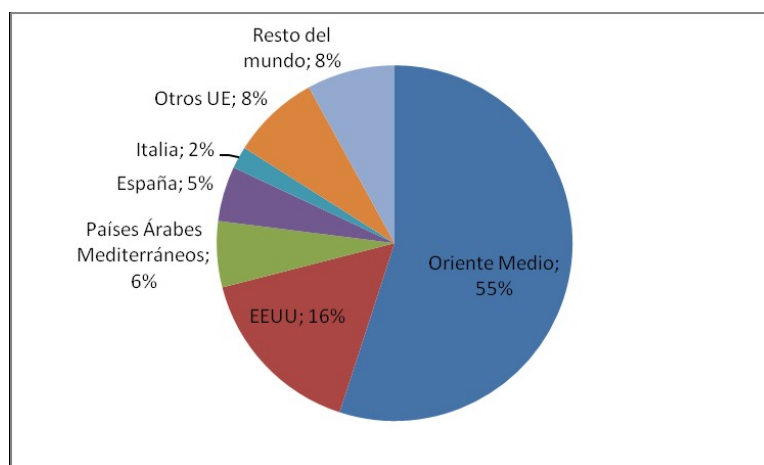
Los comienzos de la desalinización en España tienen lugar en las Islas Canarias, la primera planta se estableció en 1964 en Lanzarote. En la actualidad casi toda el agua que se consume en Fuerteventura y en Lanzarote es desalinizada (Torres 2004; Sanz, 2011). Al igual que en el resto del mundo, las primeras plantas que se construyeron en España eran térmicas, aumentando paulatinamente el número de desalinizadoras que emplean sistemas de membranas, a medida que los avances tecnológicos permitían reducir los costes de la desalinización mediante ósmosis inversa (Urrutia 2001; Sanz 2011).

En los últimos años, la desalación debido al descenso de sus costes, se ha incorporado de lleno como una de las opciones de las políticas de oferta, hasta el punto de haber sido ampliamente considerada en el Plan A.G.U.A. (Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua) que reemplazó al trasvase del Ebro del Plan Hidrológico Nacional (2001). La incorporación de agua marina desalinizada a zonas regables del sureste español, es actualmente la principal estrategia recogida en la planificación hídrica española con el fin de hacer frente al déficit estructural de agua y sustituyendo una aportación de recursos convencionales por no convencionales.

En España, el sistema de desalinización óptimo a utilizar es la ósmosis inversa, debido a cuatro motivos fundamentales (Arias, 2006). El primero es que se dispone de fuentes de energía primaria a un bajo coste. El segundo es que la calidad y la temperatura del agua de mar son idóneas para emplear la ósmosis inversa (Zarzo, *et al.* 2013). En tercer lugar, la existencia de otros recursos hídricos hace que la ósmosis inversa sea el sistema más eficiente, ya que son plantas que ofrecen un buen rendimiento, siendo de menor tamaño que las térmicas y en consecuencia precisan menores costes de inversión. Además, cabe señalar que las plantas de ósmosis inversa pueden ser ampliadas, con lo que, si el déficit de agua aumenta, podemos aumentar el tamaño de la planta sin necesidad de hacer una nueva.

España, con un 5% del total del agua desalada en el mundo (Fig. 1.13), es el cuarto país productor de agua desalada, por detrás de Arabia Saudí, Emiratos Árabes y EEUU. Esto es debido a que, al igual que la mayoría de los países que se preocupan de desarrollar sistemas de desalinización, España es un país con graves problemas de desequilibrios hídricos (MIMAN, 2000).

Fig. 1.13. Distribución porcentual de la capacidad de desalinización en el año 2004 (Torres, 2004).



La producción de agua desalinizada ha experimentado un gran aumento entre el 2000 y 2008, éste aumento ha sido paulatino, pues en 1990 se obtenían 0.1 hm³/día, en 2004 se obtenían 1.4 hm³/día y a finales de 2008 la capacidad instalada de desalinización en España se situó cerca de 2.4 millones de m³/día. En el caso concreto de las Islas Canarias

la cuota de desalinización es del 29.6% respecto al total nacional, le siguen Andalucía (21.7%), la Región de Murcia (16.4%), la Comunidad Valenciana (13.5%), Cataluña (6.9%) y Baleares (6.8%).

En el sureste español han aumentado las plantas desalinizadoras como consecuencia de los períodos de sequía y por la necesidad de incrementar los recursos hídricos. Estas infraestructuras han sido realizadas, en su mayor parte, por la Administración dentro del Programa AGUA, y Comunidades de regantes (Downward, 2007; Soto, 2014). Entre las plantas de desalinización actualmente en funcionamiento para uso agrícola en SE de España destacan: Valdelentisco (37 hm³), Águilas (30 hm³), Virgen del Milagro (16 hm³), Arco Mar Menor Sur (2,5 hm³) y El Mojón (2,2 hm³). A esta capacidad de producción hay que añadir la proveniente de desalalinizadoras particulares existentes en explotaciones agrarias. Actualmente muchas de estas desaladoras solo se ponen en marcha en el caso de no disponer agua de otros recursos, debido a su alto coste de producción motivado principalmente por su alto consumo energético.

Estudios con agua salobre y marina desalinizadas en España

España es uno de los países líderes en la aplicación de agua salina/salobre para el riego agrícola, especialmente en el sureste del país. Sin embargo, en estas aplicaciones se ha realizado un control y un seguimiento científico escaso. 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 (Tajo-Segura) como consecuencia de sequías prolongadas. Además, el agua de riego generalmente se suele mezclar 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.

Existen trabajos como el de Zarzo *et al.* (2013), donde se realiza una revisión del agua desalinizada en la agricultura española. Se menciona que en la década de los 90 y como consecuencia de un ciclo de sequía severo, se instalan numerosas plantas privadas para riego de frutales en el sureste español. Se hace referencia de 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, Rambla Morales 60.000 m³/día, La Marina 16.000 m³/día y Águilas 22.000 m³/día). La mayor parte de estas plantas de gran tamaño fueron puestas en marcha por iniciativa privada de asociaciones de agricultores. García *et al.* (2011) describe el funcionamiento desde la puesta en marcha de una de estas plantas para uso agrícola (Cuevas de Almanzora, 25.000 m³/día).

El trabajo de Medina (2000), menciona la existencia de cerca de 300 plantas desalinizadoras en España, indicando que el 22,4% de su producción se destina a la agricultura. Se menciona que la mayor parte de estas plantas se basan en sistemas de membranas.

Desalación en Malta

En la década de 1980, la isla sufrió una falta crónica de agua en los meses de verano, lo que provocó el deterioro del negocio del turismo y el declive industrial. La escasez de agua tuvo efectos adversos significativos en la economía, los ingresos en divisas y finalmente en la inversión y el empleo. Es por ello que el gobierno dirigió su atención a la desalinización de agua de mar por Osmosis Inversa, donde el costo de la desalinización se consideró como una inversión necesaria en el desarrollo del país después de la falta de inversión en el suministro de agua en años anteriores.

La Planta de Malta, localizada en Ghar-Lapsi (Malta), construida en 1983 para una capacidad de producción de 20,000 m³/día de agua potable de menos de 500 mg/l de salinidad, STD (Sólidos Totales Disueltos) a partir de agua de mar de 38,900 mg/l de STD, constituyó en su momento, la planta construida de mayor capacidad, operada mediante el sistema de OI.

En general, Malta puede servir como un buen ejemplo de los efectos del crecimiento de la desalinización, donde la escasez de agua fue el principal obstáculo para la economía. El desarrollo y la inversión en desalinización fueron altamente beneficiosos para el crecimiento económico del país (Riolo, 2001). La tecnología de desalinización ha sido adoptada por el país como una herramienta indispensable para proporcionar agua que es necesaria para su desarrollo. Sin embargo, los recursos disponibles no pueden satisfacer

la demanda actual y más del 50% del agua para el suministro público es proporcionada por la desalinización (Sapiano *et al.*, 2013).

En la fig. 1.14 se muestra que el aumento en la producción de agua ha sido particularmente rápido desde 1982 con la introducción de la tecnología de OI.

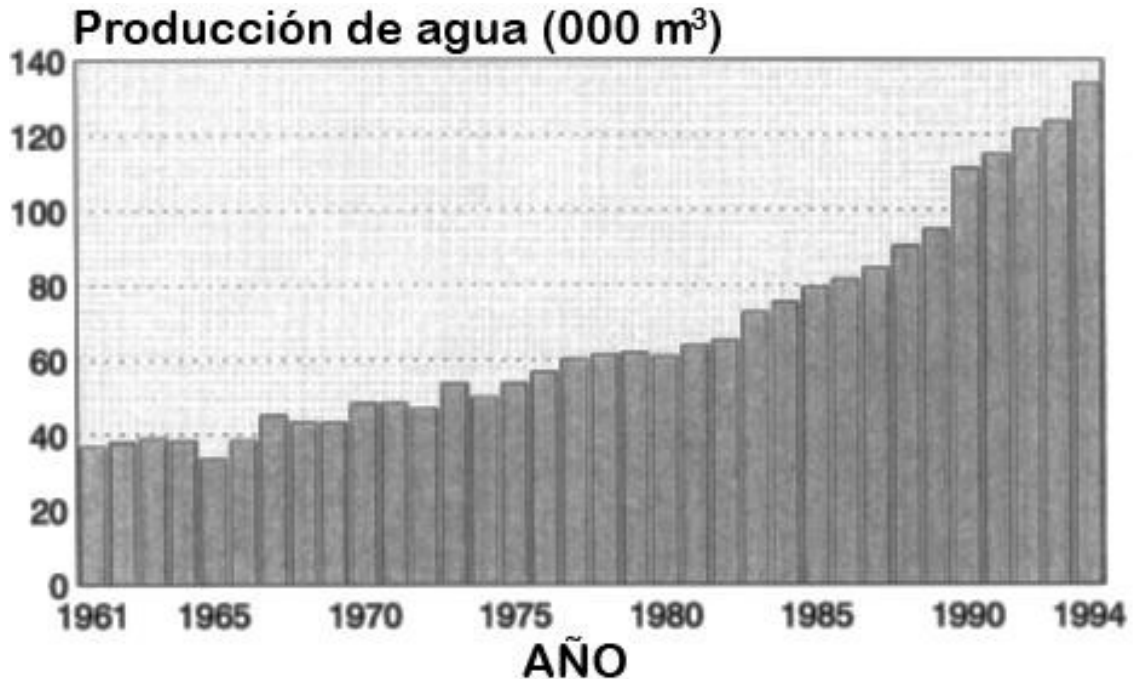


Fig. 1.14. Producción diaria promedio de agua para uso urbano en el período de 1961 a 1994.

En el sector agrícola, la principal fuente de agua es el agua subterránea que es bombeada desde pozos privados y transportada a los campos a través de redes de tuberías y camiones cisterna. Alrededor de 3500 fuentes de aguas subterráneas utilizadas para la agricultura se registraron en la Malta Resources Authority (MRA) en 1997 y 2008.

En Malta, la política del gobierno no prevé la introducción de una tarifa para las aguas subterráneas, y aunque hay costos en los que incurren los agricultores que deben ser considerados, el problema principal al que se enfrentaran se dará a largo plazo cuando el productor no pueda utilizar el agua de sus pozos debido a su baja calidad (Micallef *et al.* 2000).

Actualmente, las plantas de OI representan más de la mitad del suministro de agua de primera clase de Malta, pero además de no ser capaces de satisfacer las demandas, el agua

de OI relativamente superior no se ha mezclado lo suficiente con el agua subterránea, con el resultado de que muchos asentamientos reciben principalmente, o solo, agua subterránea salina (Micallef *et al.*, 2000; Sapiano *et al.* 2008).

1.5 Evaluación económica privada - análisis coste beneficio (ACB)

Los métodos de evaluación económica de proyectos son un instrumento que permite calcular los costos y beneficios relacionados con procesos de decisión, en este caso particular para los recursos hídricos incluidas las pequeñas plantas de desalinización de agua (Al-Hengari, 2005).

La instalación de pequeñas plantas desaladoras ($\leq 1000 \text{ m}^3/\text{día}$) ha contribuido a resolver unos de los principales problemas predominantes en las zonas de estudio: la escasez de recursos hídricos. Se debe destacar que, debido a la gran variedad de plantas desaladoras, incluso cuando trabajan con el mismo sistema de osmosis inversa, es prácticamente imposible llevar a cabo un estudio generalizado; cada planta presenta diferentes características “*insitu*”, entre los que cabe destacar la calidad de agua, profundidad de pozo/sondeo, producción en m^3 , etc. Aunque el manejo de las pequeñas plantas desaladoras es bien conocido, la información sobre el costo del agua final es limitada, muy variable y bastante específica al lugar de origen, ya que el costo por metro cúbico varía de una instalación a otra.

En este capítulo se presentan los instrumentos económicos utilizados para la evaluación de pequeñas plantas desaladoras mediante un análisis coste-beneficio (ACB). Además, se desglosan los parámetros que deben ser considerados en el cálculo total del beneficio interno de una pequeña planta, incluidos costos fijos (CF) y costos variables (CV).

1.5.1. Análisis Coste Beneficio (ACB)

El método ACB, se aplica actualmente para comparar la viabilidad de diferentes propuestas de proyectos (Demart & Roy 2009; Gühnemann *et al.* 2012; Hyard, 2012; Jones *et al.* 2014). El ACB parte de la premisa de que un proyecto solo debe ser aceptado si es económicamente factible, y todos los beneficios exceden cualquier costo incurrido.

Para el correcto cálculo del ACB, se debe considerar el cálculo del beneficio neto para cada proyecto (Olivieri *et al.* 2005; Ahmad & Schmid, 2002). Esta selección se basa en la diferencia entre los ingresos y los costos que deben ser respaldados por el propietario. Dado que el concepto de ACB es que un proyecto que debe hacerse solo si los beneficios exceden a los costos, todos los beneficios se comparan con los costos utilizando una metodología común para análisis económicos:

$$BN = B1 + B2 \quad (1)$$

Donde BN = Beneficio neto (costos totales - ingresos totales); B1= beneficio interno total (ingreso interno - costos internos); B2= beneficio externo total (positivo-negativo, si es el caso). Un proyecto es económicamente factible solo si $BN > 0$. La mejor opción siempre ofrece el mayor beneficio neto

Valor Actual Neto (VAN)

Al realizar un análisis de costo-beneficio en un proyecto, se obtiene un resultado más preciso al convertir todos los costos y beneficios futuros a sus valores actuales. Como el BN debe expresarse en valores actuales, un enfoque efectivo y ampliamente utilizado es el Valor Actual Neto (VAN)

Cuando existe la posibilidad de invertir un capital, lo habitual es estimar a futuro el comportamiento de una serie de variables que muestren i) la conveniencia previa de invertir, o ii) por el contrario indiquen la desventaja de comprometer dichos recursos (Hanley, 2009; Molinos-Senante *et al.* 2015).

El Valor Actual Neto de un proyecto es el valor actual/presente de los flujos de efectivo netos en un proyecto, siendo los flujos de efectivo netos la diferencia entre ingresos periódicos y egresos periódicos. Para actualizar esos flujos netos se utiliza una tasa de descuento denominada tasa de expectativa o alternativa/oportunidad, que es una medida de la rentabilidad mínima exigida por el proyecto que permite recuperar la inversión, cubrir los costos y obtener beneficios.

El VAN resume los valores de los costos y beneficios económicamente relevantes a lo largo de la vida de un proyecto de la siguiente forma:

$$VAN = \sum_{t=1}^T \frac{BN_t}{(1+r)^t} \quad (2)$$

Siendo, BN_t , = ganancia neta en el año t ; t = el año relevante; r = tasa de descuento o tasa de interés pagada por usar fondos prestados y T = vida útil del proyecto.

Relación Beneficio Costo (r B/C)

Para calcular la relación (r B/C), primero se debe obtener la suma de los beneficios descontados, para el momento actual, y se divide sobre la suma de los costes también descontados (Zerbe *et al.*, 2006).

De forma general, la relación beneficio-costos (r B/C) puede entenderse como el valor presente de los beneficios dividido por el valor presente de los costos, y se calcula como:

$$r\ BC = \frac{\sum \frac{B_t}{(1+r)^t}}{\sum \frac{C_t}{(1+r)^t}} \quad (3)$$

donde, B_t = el beneficio en el tiempo t , C_t = el costo en el tiempo t

Para una opción final sobre viabilidad de un proyecto, bajo este enfoque, se debe tener en cuenta:

- $B/C > 1$ indica que los beneficios superan los costes, por consiguiente, el proyecto debe ser considerado.
- $B/C=1$ No hay ganancia, pues los beneficios son iguales a los costes.
- $B/C < 1$, muestra que los costes son mayores que los beneficios, no se debe considerar.

Tasa Interna de Retorno (TIR)

La TIR es otro criterio utilizado en la toma de decisión sobre proyectos de inversión y financiamiento. Se define como la tasa de descuento que iguala el valor presente de los ingresos del proyecto con el valor presente de los egresos y mide el rendimiento del dinero mantenido en el proyecto. Es la tasa de interés que, utilizada en el cálculo del Valor Actual Neto, hace que este sea igual a 0, y solo depende de los flujos de efectivo del capital, Molinos-Senante *et al.* 2015).

El cálculo de la TIR puede resultar muy complejo si la vida útil del proyecto excede los dos períodos. Por ello la solución requiere considerar a la TIR como incógnita en la ecuación del Valor Actual Neto, ya que tiene la particularidad de ser la única tasa que hace que el resultado de aquel sea igual a 0.

Los cálculos de la TIR se basan en la misma fórmula que el VAN:

$$VAN = \sum_{t=1}^t \frac{NB_t}{(1+TIR)^t} + NB_0 = 0 \quad (4)$$

Donde NB₀ = costos de inversión inicial, NB_t = ingreso neto de efectivo para el periodo t, TIR = tasa interna de retorno y t = periodo de tiempo.

En general, cuanto mayor es la tasa interna de rendimiento de un proyecto, más deseable es emprender el proyecto. El proyecto con la mayor TIR probablemente sea considerado el mejor. La TIR se calcula a través de prueba y error, o mediante el uso de un software específico.

Cálculo de costes del agua desalada en pequeñas plantas desaladoras

La disposición técnica de la figura 1.15 es la predominante en los casos de estudio analizados (salvo para Malta, que corresponde a un análisis ex-ante) y en base a esta se han evaluado los diversos costes para el cálculo del agua desalada.

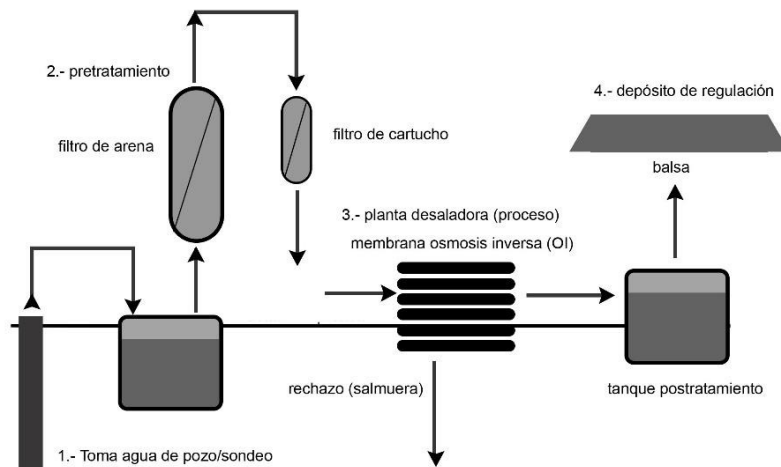


Fig. 1.15. Funcionamiento general de las plantas desaladoras.

Para un correcto cálculo de los costes se debe de considerar cada parte la estructura como una subunidad y considerar el coste de la inversión inicial, los costes fijos y variables de la obra, durante su vida útil. Toda la inversión realizada se deberá capitalizar a un determinado interés, debiéndose estimar la correspondiente anualidad para financiar el capital. La anualidad obtenida se divide por el volumen anual de agua producida, para obtener el coste de m^3 de agua producida. Aplicando el mismo procedimiento para cada una de las subunidades y sumando los costes parciales se obtiene el coste total por m^3 .

El cálculo del coste unitario de agua se calculará de acuerdo a los trabajos de Pridesa (2007) y Martínez (2003):

a) Inversión inicial: $I = (A) + (B) + (C)$

I= Inversión inicial

A= Coste Pozo/sondeo

B= Coste desaladora

C= Coste Embalse regulación

$$a = I \cdot \frac{i \cdot (1+i)^n}{i \cdot (1+i)^n - 1}$$

b) Amortización:

I= Inversión

n= n° de años vida de la inversión

i= Tanto por uno de interés

c) Costes financieros anuales: $CF = a_a + b_b + c_c$

a_a = Anualidad de amortización del pozo/sondeo

b_b = Anualidad de amortización de la desaladora

c_c = Anualidad de amortización del Embalse

d) Costes de explotación anuales (suma de costes parciales): $CE = P + M + MB + RC + RQ + E$

P= Personal

M= Mantenimiento

MB= reposición de membranas

RC= Reposición de cartuchos de filtro

RQ= Productos químicos

E= Coste energético

e) Coste del m³: $C_t = \frac{CF+CE}{Q_{xt}}$

C_t = Coste total

CF= Costes financieros anuales

CE= Coste de explotación anuales

Q_{xt} = Volumen anual producido (m³)

1.5.2 Costes fijos (CF)

Inversión inicial y amortización

La inversión inicial incluye los costes de: captación (pozo/sondeo), planta desaladora y depósito de regulación (embalse). El coste de la inversión inicial depende de la cantidad de agua que se desea obtener y por una multitud de factores y circunstancias locales. De

acuerdo con la literatura (IDA, 2018), los costes para las desaladoras de agua de mar con producciones superior a 1,00,000 m³/día están en torno a los 600 €/m³/día. Dado que el precio guarda una relación directa con la producción (m³/día), a mayor tamaño de la planta, menor es el precio por m³ producido.

El periodo de amortización para plantas de agua de mar de acuerdo con diferentes autores es de 15 años, aunque el periodo de vida puede ser de hasta 25 años debido a la alta calidad de los materiales.

1.5.3 Costes Variables (CV)

Costes de personal

El personal necesario en las plantas desaladoras depende en gran medida del tamaño de la misma. La alta tecnología y la automatización de las instalaciones, además, han hecho que la dedicación para el funcionamiento de estas pequeñas plantas requiera muy poco tiempo por parte del personal.

Costes de mantenimiento

El coste de mantenimiento es variable en cada instalación y a lo largo de su vida útil, sin embargo, el mantenimiento de los equipos mecánicos y eléctricos es relativamente bajo debido a la alta calidad de los materiales.

Costes de reposición de membranas

Las membranas actualmente han mejorado tanto en calidad como precio, repercutiendo en el coste final de agua desalada y disminuyéndolo considerablemente en los últimos años. En este caso especial se debe considerar que se trabaja con agua salobre de acuíferos continentales, cuya salinidad es menor que el agua de mar, alargando la vida útil de las membranas.

El cálculo del coste de las membranas se hizo con información del año 2016, siendo en promedio de \$600 c/u. El precio de las membranas suele expresarse en dólares debido a

que las principales fábricas se encuentran en Estados Unidos. Para efectos prácticos de este estudio se ha tomado el valor de 1 dólar sea igual a 1 euro.

Coste de reposición de cartuchos de filtro

La reposición de cartuchos depende de la calidad de agua a tratar. Las plantas requieren en promedio un cambio de 3 juegos el año, sin embargo, la reposición varía dependiendo de cada instalación y depende de múltiples factores por lo que no puede ser lineal en la producción de m³/día.

Costes reactivos químicos

Los reactivos químicos se usan para el acondicionamiento del agua de alimentación (permeado) y para la limpieza de membranas. De acuerdo con la información recabada, el consumo de reactivos es proporcional al consumo de m³ producidos. De una misma forma, cada instalación requiere de uno u otro tipo de acondicionamiento de acuerdo a las características “*insitu*” de la instalación. En la siguiente tabla se recogen los productos más utilizados en el área de estudio.

Tabla 1.6. Reactivos utilizados para el acondicionamiento y limpieza de membranas en las pequeñas plantas de ósmosis Inversa (Hassan, 2003; Al-Amoudi, *et al.* 2005).

Fase del proceso	Producto químico	Función
Acondicionamiento del agua de alimentación	1.- Bisulfito sódico 2.- Hipoclorito sódico	Eliminación de cloro residual, regulación del pH y control de los desarrollos biológicos Desinfectante
Acondicionamiento del permeado	1.- Se mezcla con agua de pozo/ trasvase	Para obtener una salinidad adecuada dependiendo del cultivo
Limpieza de membranas	1.- Anti incrustantes 2.- limpiadores 3.- Productos auxiliares	1.- Ahorros energéticos, reducción de la frecuencia de limpieza y el aumento de la vida útil de las membranas 2.- Dependerá fundamentalmente del tipo de ensuciamiento presente en la superficie de la membrana 3.- Reducción de cloro, protección de la corrosión, etc.

El número de productos empleados y sus dosificaciones son variables según las características del agua y del modo de funcionamiento de la planta. También se debe tomar en cuenta que el tipo de reactivos químicos están orientados para el uso agrícola/recreativo, ya que, si se usara para consumo humano, requeriría de otro tipo de acondicionamiento.

Coste energético

Su análisis requiere conocer el volumen energético por unidad de volumen de agua producida en las diferentes fases del proceso (kWh/m^3), el coste de la energía eléctrica por kWh consumido y el precio del mercado eléctrico (€kWh). El resultado final es el coste por metro cúbico producido (€m^3). (Gude, 2011).

A partir de los pasos anteriores, se obtiene el consumo energético de las siguientes fases: a) captación de agua salobre, b) proceso OI y c) bombeo transporte. El coste energético real del agua de los tres procesos es la relación con el pago realizado a la compañía eléctrica suministradora (debido a la potencia contratada, al consumo en kWh y a los recargos/bonificaciones por discriminación horaria). Generalmente, se suelen considerar en conjunto (captación, proceso y transporte) para así obtener ventajas a la hora de contratar una determinada potencia. Cabe destacar que cada planta desaladora contará con un funcionamiento único y que dependerá de las necesidades de cada agricultor (Wittholz, *et al.* 2008; Semiat, 2010; Tanioka, 2012).

La contratación en el mercado liberalizado permite la negociación con los productores o comercializadores, de forma que se obtienen descuentos considerables y que dependerá de la negociación por ambas partes.

1.5.4 Coste total

Los costes totales del proceso se obtienen a partir de la suma de los costes de inversión/capital (anualidades de amortización) y los costes variables (WUA, 2012). Como se ha mencionado anteriormente, el correcto cálculo para las pequeñas desaladoras dependerá de diferentes factores y en este capítulo se dan las pautas generales para el

cálculo de todas las variables. Un ejemplo concreto del cálculo del m³ final para tres pequeñas plantas desaladoras se presenta en los siguientes capítulos.

1.6 Valoración socio-económica para el uso de agua salobre/salina con fines recreativos

La valoración de los bienes públicos en general y del medio ambiente en particular, es un aspecto difícil tanto para la sociedad como para los economistas ambientales. En la actualidad existe un debate abierto sobre cómo se debe afrontar el estudio de este tipo de cuestiones, donde la decisión sobre las herramientas económicas adecuadas para asignar valores al medio ambiente, va más allá del simple hecho de cuál es la mejor opción (Pérez-Torres, 2016).

La valoración del bien público “parques y jardines” no ha sido un tema de investigación prioritario en el campo de la economía ambiental, sin embargo, en la actualidad cada vez son más los trabajos que abordan el cálculo de los beneficios generados por las zonas verdes en un espacio urbano (Sherer, 2006; Rouwendal, *et al.* 2008; Peng and Jim, 2015).

En este capítulo se pretende dar una introducción general de los principales métodos de evaluación socio-económica de bienes ambientales. Al mismo tiempo, se describen los conceptos económicos clásicos: i) disposición a pagar (DAP), y ii) el método Delphi como herramienta en el método de valoración contingente (MVC).

Ambos conceptos se aplican a esta investigación donde se plantea una valoración global, intentando recoger el valor total de todo el sistema recreativo del parque, áreas verdes y la laguna existente en el área de estudio y no sólo de un espacio concreto.

1.6.1 El carácter público de los bienes y servicios ambientales

Desde el punto de vista jurídico, bien o servicio público, es todo aquel destinado a la satisfacción de las necesidades comunes e indispensables de los asociados. Samuelson (1954), fue el que precisó el concepto de bien público puro como ‘aquel que sirve a varios consumidores y de cuyo consumo nadie puede ser excluido’, en síntesis, en la medida en

que ese bien se encuentre disponible para todas las personas y pese a que estas no necesiten de su utilización, el costo de excluir un individuo de su consumo supera el beneficio de hacerlo.

Por sus características de indivisibilidad, no-exclusión y no-rivalidad hacen que para dichos bienes no exista un mercado convencional. En consecuencia, no se pueden expresar en los términos tradicionales que representan las curvas de oferta y demanda de los mercados. Este hecho hace imposible determinar el precio de un bien de este tipo a través de la estimación de ecuaciones de oferta y demanda y, por ello implica dificultades para la valuación económica (Pérez-Torres, 2016).

Considerando lo anterior, debido a que la satisfacción o los beneficios que proveen los bienes ambientales no se pueden expresar o internalizar en el precio, es evidente que la proporcionalidad entre la utilidad y el valor que caracteriza a un bien que se puede transar en un mercado no se aplica para los bienes y servicios ambientales.

La importancia de valorar los bienes ambientales

Del Saz (1997) menciona cuatro razones para estimar el valor de estos bienes ambientales:

- 1) Esta información puede ser utilizada como fundamento en las decisiones de políticas que afecten al medio ambiente (análisis costo-beneficio).
- 2) Es de gran utilidad para las organizaciones que defienden la naturaleza, porque les permite conocer rigurosamente el valor del patrimonio ambiental que defienden.
- 3) Para las autoridades ambientales y judiciales es de gran ayuda conocer esos valores en el momento de establecer indemnizaciones que se han de pagar por los daños infringidos al medio ambiente.
- 4) Para los países en vía de desarrollo, la información proporcionada por los métodos de valoración contribuiría a un mejor aprovechamiento del potencial económico de sus recursos naturales desde un criterio de sostenibilidad. A ello se añade que se constituye en un punto clave para combatir la pobreza, dada la relación existente con la degradación ambiental.

Generalmente, es de amplia aceptación considerar que la razón principal por la que se valoran los bienes que carecen de mercado es la misma por la cual se valoran los bienes privados. Probablemente se hará un uso más eficiente de éste si dichos bienes tienen un precio.

Tipos de valores ambientales

Los bienes ambientales proporcionan distintos servicios a la sociedad, que son los que le dan valor y que nos permiten distinguir entre los distintos tipos de éste existen: a) fuente de recursos productivos, b) sumidero de residuos, c) fuente de utilidad (no asociada a la producción) y servicios de soporte a la vida en la Tierra. Las actividades económicas también se benefician de los servicios de soporte a la vida en la Tierra: regulación del clima, mantenimiento de la capa de ozono, ciclos hidrológicos y de nutrientes, etc. (Freeman, 1993; Hanley, 2001; Tietenberg, 2006).

De forma general, se distinguen varios tipos de valor en función del servicio que proporciona el medio ambiente (fig. 1.16)

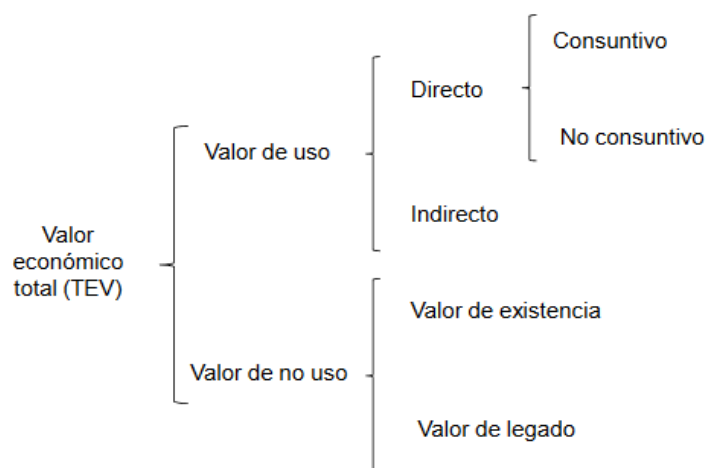


Fig. 1.16 Tipos de valor en función del servicio (Goulder, 1997; Langholz *et al.* 2000)

En cualquier proceso de valoración de un atributo sin mercado, el primer paso para definir las fuentes de su valor es acotar el colectivo de personas que realmente lo valoran y la forma en la que lo hacen. Para ello se deben diferenciar el valor de uso y no uso (Langholz *et al.* 2000). El primero atiende a si el bien se consume o no, lo que daría lugar a un valor

de uso consuntivo frente a un valor de uso no consuntivo. El segundo criterio de clasificación utilizado corresponde al tipo de uso, distinguiendo entre valor de uso directo y valor de uso indirecto. En el primero es necesaria la presencia física del usuario en el bien o servicio medioambiental, como la visita a un parque, pero también se puede hacer un uso indirecto de ese parque si se disfruta con un libro, por ejemplo.

El valor de no uso, corresponde al valor que un individuo asocia a un activo ambiental cuyos servicios no ha utilizado ni piensa utilizarlos en el futuro, pero cuya simple existencia le reporta un valor por sí mismo o como legado a sus descendientes. Aunque no se esté usando el bien, ni se haya hecho nunca, se puede estar dispuesto a pagar por él por poder hacerlo en el futuro (Goulder, 1997).

Por último, los valores de existencia serían aquellos otorgados por los usuarios que ni usan un bien medio ambiental de ninguna de las maneras propuestas, ni tienen la expectativa de hacerlo en el futuro, es decir, la probabilidad de disfrute futura es igual a cero. Pero aún en este caso, puede ser valorado por las personas que estarían dispuestas a contribuir a su conservación.

1.6.2 Métodos en la valoración de los beneficios de parques y áreas verdes urbanas

De los métodos existentes, cuatro métodos de valoración son los más utilizados por los investigadores (Locwood & Track, 1995; Loomis, 1996; Yuyin, 2000) y están basados en: i) funciones de producción, ii) coste del viaje, iii) precios hedónicos y iv) valoración contingente (incluidos los modelos de elección). El primero, presenta una gran complejidad y no se ha podido encontrar ninguna referencia ni dentro ni fuera del campo de la economía, en que un autor ha abordado la estimación de esos beneficios. Se requieren varios años de recogida de información. (Morrison, 2000; Adamowicz, 2004; Taylor, 2006).

El método del costo de viaje se aplica a la valoración económica de áreas naturales que cumplen una función recreativa. Se puede afirmar que es la técnica más antigua aplicada para obtener el valor de los bienes que carecen de mercado cuyo origen es el Servicio de Parques Naturales de los Estados Unidos. Su objetivo inicial era poder medir los beneficios económicos de la existencia de los parques y compararlos con los beneficios

que se derivarían si tales áreas se utilizaran para otros fines. La idea básica del método del coste del viaje consiste en utilizar la información relacionada con la cantidad de tiempo (coste de oportunidad) y de dinero (coste real) que una persona o familia emplea en visitar un espacio natural como un parque o un lago.

Actualmente existen pocas referencias en la literatura científica sobre el método de costo de viaje en la valoración de áreas verdes y parques urbanos (Roberts, 1985; Graton y Taylor, 1985; Lockwood y Tracy, 1995; Seguì *et al.* 2009). La razón fundamental es la falta de adecuación del método para valorar espacios urbanos, ya que el coste de acceso a un parque no suele ser el principal determinante de la visita (Graton y Taylor, 1985).

El método de los precios hedónicos. Usualmente utilizado para calcular el valor económico de bienes y servicios del ecosistema que afectan de manera directa a los precios de mercado. Este método es uno de los más utilizados en la valoración de zonas verdes al tratarse de un bien urbano (Gibbons, 2001; McConnell and Walls, 2005; García-Pozo, 2011). De forma teórica permite identificar la importancia relativa de cada atributo identificado (superficie, aptitud de uso del suelo, calidad de la construcción, diseño interior y exterior, áreas verdes, ubicación, características del vecindario, etc.) en el valor asignado por el mercado a un bien raíz. Mediante este proceso es posible determinar cómo variará dicho valor al variar la cantidad y calidad en que se encuentra presente cada uno de estos atributos y consecuentemente, predecir precios (Cheshire and Sheppard, 1998; Earnhart, 2001).

El método se fundamenta en la información revelada por los individuos, cuando se les interroga sobre la valoración de un determinado bien ambiental. Su principal característica es que simula un mercado para un bien o un conjunto de bienes para los que no existe mercado. El método puede estimar cambios en el bienestar de las personas, especialmente cuando estos cambios involucran bienes o servicios públicos que no tienen precios explícitos (Cameron, 1992; NOAA, 1993).

En la actualidad, el modelo de precios hedónicos ha sido utilizado preferentemente en la evaluación de los beneficios de proyectos sociales en el área habitacional. Sin embargo, dadas sus características puede ser utilizada en forma satisfactoria en la evaluación privada de proyectos (Earnhart, 2001, McConnell and Walls, 2005; García-Pozo, 2011).

El método de valoración contingente (MVC). Es sin duda el mejor método de valoración para estimar los beneficios en un estudio ambiental de parques y jardines ya que se deduce por el número de contribuciones existentes (Arrow *et al.* 1993; Carson, 2001; Whittington, 2002; Damigos and Kaliampakos, 2003). Además, se debe destacar que:

1) Esta técnica es la única capaz de contener todos los valores que genera un atributo ambiental, tanto los de uso como los de no uso, hecho imposible con la metodología más aplicada para valorar los beneficios como es la hedónica.

2) Incluye las limitaciones metodológicas de otros métodos, como los basados en las funciones de producción o el del coste del viaje, donde, además, ninguno sirve para estimar valores de no uso.

Los modelos no paramétricos aplicados en este método se basan en una función empírica a partir de la Disposición a pagar y disposición a aceptar (DAP).

1.6.3. Disposición a pagar (DAP) y disposición a aceptar

Desde que Marshall planteó estos principios en *Principles of Economics* (1890), la diferencia entre disposición a pagar (DAP) y disposición a aceptar ha sido ampliamente estudiada (Randall y Stoll, 1980; Hanemann 1999). La disposición a pagar se ve limitada por el ingreso (capacidad económica) de las personas, mientras que la compensación exigida no está asociada con ninguna restricción que involucre a la persona encuestada.

La probabilidad de aceptar un pago de cero euros se define como 1; para un precio lo suficientemente alto, denominado precio o punto de truncamiento, la probabilidad de aceptar el pago es nula. La elección de este punto es arbitraria y suele basarse en valores máximos declarados por los individuos (Adamowicz, 1993).

La solución óptima se obtuvo a partir de dos campañas de campo de toma de datos, con la colaboración de un grupo de expertos y basado en el método Delphi.

1.6.4. Método Delphi

Para una correcta aplicación de métodos de valoración económica ambiental es necesaria la colaboración y asesoría de expertos en la materia, siendo el método Delphi (Dalkey & Helmer, 1963; Linstone & Turoff, 1975) una de las herramientas más utilizadas. El método constituye una herramienta útil para que colectivos implicados proporcionen información necesaria para adaptar las políticas existentes a los objetivos ambientales, conocer cuál es la más aceptada y eficaz y colaborar en el diseño de instrumentos de intervención por parte de los investigadores.

La aplicación del método requiere cuatro fases. En la primera se formula el problema, en la segunda se eligen los expertos con conocimientos sobre la temática consultada, durante la tercera fase se elaboran y realizan los cuestionarios y finalmente se analizan los resultados y se difunden entre los participantes.

La selección de los expertos se basó en los criterios de Landeta (1999): panel de expertos entre 17 y 50 individuos, conocimiento sobre temas referentes a economía ambiental, y con conocimientos sobre los elementos del parque y áreas verdes del área de estudio. Finalmente, la muestra considerada fue de 40 encuestados.

CAPÍTULO 2

**ECONOMIC EVALUATION OF SMALL
DESALINATION PLANTS FROM BRACKISH
AQUIFERS. APPLICATION TO CAMPO DE
CARTAGENA (SE SPAIN)**

Aparicio, J.O, Candela, L., Alfranca, O., García-Aróstegui, J. *Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena (SE Spain).* "Desalination", June2017, vol. 411, p. 38-44.
[DOI10.1016/j.desal.2017.02.004](https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.02.004)

ATTENTION;;

You can consult the quoted article, included on pages 53 to 59 of the thesis, on the publisher's website:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916416317787>

CAPÍTULO 3

**AGRICULTURAL IRRIGATION OF VINE CROPS
FROM DESALINATED AND BRACKISH
GROUNDWATER UNDER AN ECONOMIC
PERSPECTIVE. A CASE STUDY IN SIGĠIEWI,
MALTA**

Aparicio, J.O, Tenza-Abril, A., Borg, M., Galea, J., Candela, L. *Agricultural irrigation of vine crops from desalinated and brackish groundwater under an economic perspective: a case study in Siggiewi, Malta.* "Science of the total environment", 2019, vol. 650, núm. Part 1, p. 734-740.

DOI: **10.1016/j.scitotenv.2018.09.059**

ATTENTION;

You can consult the quoted article, included on pages 61 to 67 of the thesis, on the publisher's website

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718334958>

CAPÍTULO 4

**SOCIAL AND PRIVATE COSTS OF WATER FOR
IRRIGATION: THE SMALL DESALINATION PLANT
IN SAN VICENTE DEL RASPEIG, SPAIN.**

Aparicio, J.O, Candela, L., Alfranca, O. Social and private costs of water for irrigation: the small desalination plant in San Vicente del Raspeig, Spain. "Desalination", Agost 2018, vol. 439, p. 102-107.
DOI10.1016/j.desal.2018.03.013

ATTENTION!!

You can consult the quoted article, included on pages 69 to 74 of the thesis, on the publisher's website:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916418300687>

CAPÍTULO 5
CONCLUSIONES Y
RECOMENDACIONES

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las conclusiones generales que se extraen de esta tesis doctoral, de acuerdo a los objetivos planteados y resultados obtenidos, son las que se presentan a continuación:

1. EL ACB ha demostrado ser un método óptimo para la cuantificación de los beneficios y costos en términos monetarios al considerar aspectos agrícolas, económicos y socio-ambientales.
2. Para la evaluación de pequeñas plantas desaladoras, el ACB ha demostrado que las herramientas más utilizadas son el flujo de caja que generaría la inversión, y los criterios más aceptados para evaluar este flujo de caja son la TIR y el VAN. Si bien la TIR está ampliamente aceptada, indica la rentabilidad que el proyecto genera, en algunos casos su cálculo es un poco complejo (cuando existen varias TIR). Por ello es aconsejable utilizar el VAN como criterio al presentar menor complejidad de cálculo.
3. De los resultados del ACB realizado en el campo de Cartagena se obtiene que la alta rentabilidad agrícola permite a los productores incrementar sus costes de producción sin pérdida de beneficios. Por ello, en posteriores ACB podrían incluirse los costes derivados de externalidades, como los correspondientes a la evacuación de salmueras entre otros costes ambientales.
4. Es conocido que la salinidad del agua es un factor importante para la producción de cultivos agrícolas y sus beneficios económicos asociados. La aplicación del ACB 'ex-ante' en Siggiewi (Malta) permite analizar económicamente posibles opciones para la irrigación de viñedos (corto plazo) debido al deterioro paulatino del agua subterránea en la región. El resultado del estudio muestra dos tipos de escenarios, no solo para incrementar la rentabilidad económica de los agricultores, sino que al mismo tiempo dar una protección del medio ambiente y mejora de la calidad de sus aguas.

5. Una de las directrices de la DMA se enfoca al uso eficiente del agua y la eficacia ambiental. En este sentido, el análisis de la demanda de agua, precios que reflejen la escasez del recurso y la disposición a pagar (DAP) por parte de los usuarios cobran especial relevancia, especialmente en zonas con escasez hídrica. También la directiva contempla el uso sostenible y eficiente de los recursos hídricos. Por ello la integración recursos no convencionales como los provenientes de la desalación para satisfacer e incrementar las demandas, deben ser evaluados en conjunto bajo la perspectiva de la planificación hidrológica.

6. Dada la relación entre bienestar social y bienes ambientales, donde estos recursos no tienen precio y los individuos tienden a darles un uso inadecuado, se ha registrado un creciente interés en las metodologías que posibilitan establecer el valor económico de los cambios en la calidad y la cantidad de los recursos naturales y ambientales. Ello se refleja en el interés del mantenimiento y protección de la laguna, el parque y las áreas verdes en San Vicente del Raspeig (Universidad de Alicante) irrigados con agua procedente de una pequeña desaladora, mediante un aumento de la DAP.

7. El ABC realizado en San Vicente del Raspeig se obtuvo a través del Método de valoración Contingente (MVC), su principal interés fue considerar los costos y beneficios (sociales y privados). Aunque no todos los impactos posibles fueron evaluados, por ejemplo, los beneficios relacionados con la salud pública, la educación o la mejora de la calidad del aire, el resultado demuestra que las áreas verdes, el parque y la laguna tienen beneficios económicos y sociales privados tanto para los estudiantes como la población vecina.

8. A partir de los tres estudios ABC realizados, se deduce la validez de aplicación y comprensión a nivel cuantitativo. La posibilidad de valorar económicamente (euros) los beneficios y los costos involucrados en un proyecto implica que usuarios, gestores y administradores involucrados comprendan la naturaleza monetaria del proyecto y su necesidad de mantenimiento.

9. El ACB se realizó en tres diferentes zonas de estudio con características similares de tipo de agua utilizada, clima, precipitación y déficit hídrico histórico. La metodología propuesta puede ser extrapolable no solo a toda la franja mediterránea, si no también en lugares con características similares a nivel global.
10. La metodología propuesta engloba dos situaciones, la evaluación *ex ante* como una herramienta para la selección de proyectos alternativos o para decidir si la implementación de un proyecto concreto es deseable como en el caso de Malta, y *ex post* para cuantificar el valor neto de un proyecto previamente ejecutado.
11. Si bien la necesidad de asegurar los recursos actuales y en un futuro, ha conducido a la instalación de pequeñas plantas privadas de OI, la solución al problema debería incluir políticas complementarias para reducir o eliminar el déficit. Ello necesariamente requiere de la incorporación a los recursos convencionales y no convencionales, entre ellos la desalación en la gestión integrada. En suma, el ACB debe ser considerado como una ayuda para la toma de decisiones y no como una práctica mecánica.

De acuerdo con los resultados obtenidos y como futuras líneas de investigación a seguir, se pueden hacer las siguientes recomendaciones:

1. Actualmente no existe un registro de pequeñas plantas desaladoras en el SE de España, por lo que se desconoce de forma fiable la cantidad extraída de agua subterránea. La mejora de esta situación requiere de un trabajo en conjunto de las instituciones con los productores, para así tener una gestión controlada de este recurso. Ello permitiría elaborar un ACB con mayor precisión, reflejado tanto en el mejoramiento de aguas subterráneas como en la economía de los productores.
2. Debido a la necesidad de contar y asegurar la demanda de agua para los cultivos de los productores, se ha omitido el ACB 'ex ante' para la mayoría de las pequeñas plantas de la zona de estudio. Se debe destacar que el problema principal radica en los beneficios del productor sin considerar los costes derivados de las externalidades, (ejemplo evacuación de salmueras), por ello los análisis 'ex ante' deberían ser obligatorios ante de una inversión de este tipo de proyectos.

3. Debido al interés actual de la desalación de acuíferos salobres, los estudios de ACB deberían contemplar factores como la continua salinización de los acuíferos explotados entre otros factores que puedan afectar al precio final del agua utilizada para la irrigación.

4. La planificación hidrológica debe contemplar no solo la desalación a gran escala, si no también a pequeña escala como una práctica habitual. Los futuros estudios ACB correspondientes a la integración de estos recursos deben ser multidisciplinarios, reflejando en su conjunto aspectos del campo de la economía, hidrología, agricultura y factores socio-ambientales.

REFERENCIAS

Adamowicz, W.L. Bhardwaj, V., and Macnab, B. 1993. Experiments on the difference between willingness to pay and willingness to accept, *Land Econom.*69, 416-427

Adamowicz, W.L. 2004. What's it worth? An examination of historical trends and future directions in environmental valuation, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 48, no. 3, pp. 419–443

Ahmad, G., Schmid, J. 2002. Feasibility study of brackish water desalination in the Egyptian deserts and rural regions using PV systems, *Energ. Conver. Manage.* 43 2641–2649, [http://dx.doi.org/10.1016/S0196-8904\(01\)00189-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0196-8904(01)00189-3).

Al-Amoudi, A.S., Farooque, A.M. 2005. Performance restoration and autopsy of NF membranes used in seawater pretreatment, *Desalination* 178 261–271.

Al-Hengari, S., El-Bousiffi, M., El-Mudir, W. 2005. Performance analysis of a MSF desalination unit, *Desalination* 182 (1) 73–85, <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.03.010>.

Al-Shammiri, M., Safar, M., 1999. Multi-effect distillation plants: state of the art, *European Conference on Desalination and the Environment Desalination*. Vol. 126 (1–3)45-59

Aparicio, J., Candela, L., Alfranca, O., García-Aróstegui, J.L. Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena, *Desalination* 411 (2017) 38–44, <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2017.02.004>.

Arias, M. 2006. Generalización de los costes de la desalación de agua salobre.” en Prats D. y Melgarejo J. 2006: *Desalación y reutilización de aguas. Situación en la provincia de Alicante*, Fundación COEPA, Alicante

Arrow, K., Solow, P.R., Leamer, E.E., Radner, R., & Shuman, H. 1993. Report of NOAA panel on contingent valuation method. Technical Report, 58(10), 4601-4614.

Bronzes, A. 2014. Social and economic aspects of application conservation agriculture technologies in Uzbekistan. Wageningen: Wageningen University, the Netherlands, 2014.

Brookshire, D.S., Eubanks, L.S., Sorg, C.F., 1986. Existence values and normative economics: implications for valuing water resources. *Water Resources Research*22 (11), 1509 –1518.

Cameron, T.A, 1992. Combining contingent valuation and travel cost data from the valuation of non-market goods”, *Land Economics*, 68:302-317.

Candela, L., Elorza, F.J., Jiménez-Martínez, J., Von Igel, W. 2012. Global change and agricultural management options for groundwater sustainability. *Comput. Electron. Agric.*, 86, 120–130.

CAP436, 2001. Wine act. Laws of Malta. To Provide for the Control of the Production, Importation, Marketing and Advertising of Wine and Wine Related Products. Malta.

CARM, 2008. Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Agrarian Statistics <http://www.carm.es>.

CARM, 2017. Comunidad autónoma de la región de Murcia. <http://www.carm.es/web/pagina?idcontenido=1&idtipo=180>. Acceso Mayo 2017

Carson, R.T., Flores, N.E., & Meade, N.F. 2001. Contingent valuation: controversies and evidence. *Environmental and Resource Economics* 19(2), 173-210.

CCA, 2010. National Climate Change Adaptation Strategy - Consultation Report. CCCA, Malta November. [https://msdec.gov.mt/en/Document/20Repository/Malta/20Climate/20Change/20Adaptation/20Strategy/National/20Climate/20Change/20Adaptation/20Strategy/20\(Consultation/20Report\).pdf](https://msdec.gov.mt/en/Document/20Repository/Malta/20Climate/20Change/20Adaptation/20Strategy/National/20Climate/20Change/20Adaptation/20Strategy/20(Consultation/20Report).pdf).

Cheshire, P. and s. Sheppard 1998. estimating the demand for housing, land and neighborhood characteristics, *Oxford Bulletin of Economics and Statistics*, 60 (3), 357–382.

Cipollina, A. 2007, Efficiency increase in thermal desalination plants by matching thermal and solar distillation theoretical analysis. *Journal for Desalination. Desalination*. 183 pp. 127–136.

Dalkey, N., & Helmer, O. 1963. An experimental application of the Delphi method to

Damigos, D., Kaliampakos, D., 2003. Assessing the benefits of reclaiming urban quarries: A CVM analysis. *Landscape and Urban Planning* 64, 249–258

Darwish, M.A., Al-Juwayhel, F., Abdulraheim, H.K., 2006. Multi-effect boiling systems from an energy viewpoint", *Desalination*. Vol. 194 (1–3) 22-39

Del Saz, S. 1997. Valoración económica de espacios naturales: un fenómeno reciente. Valencia: Universitat de Valencia-Departamento de Estructura Económica.

Demart, S. & Roy, B. 2009. The uses of cost-benefit analysis in public transportation decision-making in France. *Transport Policy*, 16 (4), 200-212.

Downward, S.R., Taylor, R. 2007. An assessment of Spain's Programa AGUA and its implications for sustainable water management in the province of Almería, southeast Spain. *Journal of Environmental Management*, 82: 277-289.

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.

Earnhart, D., 2001. combining revealed and stated preference methods to value environmental amenities at residential locations, *Land Economics*, 77(1), 12–29

EU, 2012. Report on the Review of the European Water Scarcity and Droughts Policy, Communication from the Commission to the European Parliament and the Council, The Eur. Econ. And Soc. Comm. and the Comm. of the Reg., DG Environ., Brussels.

Falzon, J., 2013. Sustainable management of the main two Maltese indigenous grape varieties for winemaking. Masters Theses. 200. James Madison University, Harrisonburg, Virginia.

FAO, 2004. Water Desalination for agricultural Applications, in: Proceedings of the FAO Expert Consultation on Water Desalination for Agriculture Applications, 26–27 April, Rome.

FAO. 2009. Conservation agriculture in Uzbekistan. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2009, pp. 23–25; pp. 29–30.

Freeman, A.M. 1993. The measurement of environmental and resource values: Theory and methods. Resources for the Future, Washington DC.

Gagny C., Marconnet B., 1994. Les minéralisations Pb-Zn du district de Carthagène (Espagne): un nouveau modèle structural. Application à la prospection (Pb-Zn mineralization in the Cartagena district (Spain): a new structural model for exploration). *Chronique de la recherche minière* 516: 25-38

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.

Garcia- Pozo, a., Sanchez-Ollero J.L., Marchante-Lara D.M. 2011. Applying a hedonic model to the analysis of campsite pricing in Spain', *International Journal of Environmental Research*, 5 (1), 11–22.

García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albaladejo, J., Castillo, V., 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment* 373, 220-239.

García-Tortosa F.J., López-Garrido A., Sanz de Galdeano C., 2000. Présence du complexe tectonique Malaguide à l'est de Carthagène (zone interne Bétique, Espagne). *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes. Earth and Planetary Sciences* 330: 139-146

Gibbons, s., s. Mourato and R. Guilherme (2001), 'the amenity value of english nature: a hedonic price approach', spatial economics Research centre (seRc) discussion Paper dP0074, London school of economics and Political science

Goodman, A. S., 1984. *Principle of Water Resources Planning*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Görlach, B. and Interwies, E. 2003. *Economic Assessment of Groundwater Protection: a survey of the literature*. Berlin: Ecologic. (83 p.)

Goulder, L.H., Kennedy, D. 1997. Valuing ecosystem services: Philosophical bases and empirical methods", en *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, ed. G.C. Daly, Island Press, Washington.

Gratton, C and Taylor P., 1985. The economics of sport sponsorship, *National Westminster Bank Quarterly Review*, August 53-68.

Gude, V.G. 2011. Energy consumption and recovery in reverse osmosis, *Desalin. Water Treat.* 36 239–260.

Gühnemann, A., Laird, J. J. & Pearman, A. D. 2012. Combining cost-benefit and multicriteria analysis to prioritise a national road infrastructure programme. *Transport Policy*, 23, 15-24

Haddad, M., Mizyed, N., 2004. Non-conventional options for water supply augmentation in the Middle East: a case study. *Water Int.* 29, 232–242.

Hanemann, M., 1999. The economic theory of WTP and WTA, in "Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries" I. Bateman and K. G. Willis, Eds., Oxford Univ. Press, London.

Hanley, n., J.F. Shogren, B. W. 2001. *Introduction to environmental economics*, Oxford University Press, Oxford.

Hanley, N., Barbier, E.B. 2009. Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy-Making London.

Hassan, A.M., 2003. Process for desalination of saline water, especially, water having increased product yield and quality. Saline Water Conversion Corporation, US Patent 6,508,936 B1.

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., 2010. Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: an empirical approach for Spain. *Science of the Total Environment* 408 (4), 953e957.

Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R. 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. In *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 2008, no. 363, pp. 543–555.

Hyard, A. 2012. Cost-benefit analysis according to Sen: An application in the evaluation of transport infrastructures in france. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 46(4), 707-719.

IDA (Asociación Internacional de Desalación) 2000. The ABCs of Desalting. Massachusetts, USA. Disponible: <http://www.idadesal.org/pdf/ABCs1.pdf> Consulta (febrero 2018)

IDA (International Desalination Association). 2013. *Desalination Yearbook 2012–2013. Water Desalination Report*.

IDA, (International Desalination Association). 2018. *Desalination Yearbook 2017–2018, Water Desalination Report*, Global Water Intelligence.

ITGE, 1994. Las aguas subterráneas del Campo de Cartagena. Instituto Geológico y Minero de España. 62 pp.

Jiménez-Martínez, J.; Skaggs, T.H.; Van Genuchten, M.T.; Candela, L. 2009. A root zone modelling approach to estimating groundwater recharge from irrigated areas. *J. Hydrol.*, 367, 138–149.

Jiménez-Martínez, J., Aravena, R., Candela, L., 2010. The role of leaky boreholes on the contamination of a regional confined aquifer: A case study in the Campo de Cartagena region, Spain. *Water, Air & Soil Pollution*. doi: 10.1007/s11270-010-0480-3.

Jiménez-Martínez, J., Candela, L., García-Aróstegui, J.L., Aragón, R. 2012. A 3D geological model of Campo de Cartagena, SE Spain: Hydrogeological implications. *10 (2)* 1–13, <http://dx.doi.org/10.1344/105.000001703>.

Jiménez-Martínez, J.L., García-Aróstegui, J.L., Hunink, S., Contreras, P., Baudron, L., Candela, L. 2016. The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain), *Environ. Rev.* 24 (4) 377–392, <http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0089>.

Jones, H., Moura, F. & Domingos, T. 2014. Transport infrastructure project evaluation using cost-benefit analysis. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 111, 400-409.

Khawaji A. 2008. Advances in seawater desalination technologies. *Journal for Desalination*, 221, pp. 47-69.

Kihila, J., Mark Mtei, K., Nicolas Njau, K. 2014. Development of a Cost-Benefit Analysis Approach for Water Ruse in Irrigation. *International Journal of Environmental Protection*, 2 (5).

Kirby, J.M., Connor, J., Ahmada, M.D., Gao, L., Mainuddin, M. 2014. Climate change and environmental water reallocation in the Murray-Darling Basin: impacts on flows, diversions and economic returns to irrigation. *J. Hydrol.*

Klemperer W. D., 1996. Report on Forest Resource Economics and Finance. Virginia Polytechnic Institute and State University, College of Forestry and Natural Resources. McGraw-Hill Series.

Langholz, J.A., Jeffrey, A., Lassoie, J.P., Lee, D. y Chapman, D. 2000. Economic consideration of privately owned parks”. *Ecological economics*, nº33, pp. 173-183.

Lapuente, E. 2012. Full cost in desalination. A case study of Segura River Basin. *Desalination* 300 40-45

Lavee, D. 2011. A cost–benefit analysis of alternative wastewater treatment standards: a case study in Israel. *Water Environmental Journal.* 25(4), 504–512, 2011.

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.

Linstone, H. A., & Turoff, M. (Eds.). 1975. *The Delphi method: Techniques and applications*. Reading, MA: Addison-Wesley Publishing Company

Locwood, M. y Tracy, K. 1995: “Nonmarket economic valuation of an urban recreation park”. *Journal of leisure research* nº 27 (2). pp. 1-9.

Loomis, J.B. 1996: "How large is the extend of market publics goods. Evidence from a nationwide contingent valuation survey". *Applied economics*, n° 28, pp. 779-782.

Loubier, S. 2003. *Economic Assessment of Groundwater Protection: a sensitivity analysis of costs-benefits results illustrated by a small aquifer protection in North Jutland region, Denmark. Case study report N° 3*. Orléans: BRGM.

Luttik, J., 2000, The value of trees and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and Urban Planning*, 48, 161-167

Malta Resources Authority, MRA. 2005. *Initial Characterization of the groundwater bodies within the Maltese Water Catchment District under the Water Policy Framework Regulations, 2004*.

Manteca J.I., Ovejero G.,1992. Los yacimientos Zn, Pb, Ag-Fe del distrito minero de La Unión-Cartagena, Bética Oriental (Zn, Pb, Ag-Fe ore deposits of La Unión-Cartagena mining district, eastern Betic Cordillera). In: García Guinea J, Martínez Frías J (ed) *Recursos minerales de España*. CSIC, 1085-1101

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*.

MCCAA, 2013. *Malta's national action plan for sustainable use of pesticides 2013–2018. National Action Plan*. Malta Competition and Consumer Affairs Authority, Malta.

McConnell, V. and M. Walls, 2005. *The Value of Open Space: Evidence from Studies of Nonmarket Behaviour*, Washington dc: Resources for the future.

MED WS&D WG, 2007. *Mediterranean water scarcity and drought report, Mediterranean Water Scarcity & Drought Working Group, European Commission Technical Report, 2017*, pp. 009 www.emwis.net/topics/WaterScarcity.

Medina J. A. 2000. *Desalinización de aguas salobres y de mar en ósmosis inversa*. Editorial Mundi Prensa, Madrid, España, pp. 799 pp.

Micallef, P., Attard, G., Mangion, J., 2000. *Water Resources Management in Malta: Cultural Heritage and Legal and Administrative Set-up*. In *OPTIONS Mediterraneanne s, Series B*, 48: 199-207.

Millward, A.A., and Sabir, S., 2011. Benefits of a forested urban park: what is the value of Allan Gardens to the city of Toronto, Canada *Landscape and Urban Planning*, 100, 177-188.

MIMAN, 2000. Libro Blanco del Agua en España. Madrid, Secretaría de Estado de Aguas y Costas, Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. 637 pp.

Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., & Sala-Garrido, R. 2011. Cost–benefit analysis of water-reuse projects for environmental purposes: A case study for Spanish wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 92(12), 3091–3097. doi:10.1016/j.jenvman.2011.07.023

Molinos-Senante, M. Hernández-Sancho, F., Mocholí-Arce, M., Sala-Garrido, R., 2015. Productivity growth of wastewater treatment plants – accounting for environmental impacts: a Malmquist-Luenberger index approach, *Urban Water J* 13 (5) 476–485, <http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2014.994000>.

Morrison, M. 2000. Aggregation biases in stated preference studies, *Australian Economic Papers*, vol. 39, no. 2, pp. 215 –230.

NOAA, 1993. Report of the NOAA-panel on Contingent Valuation, *Federal Register*, 58: 4602-4614.

North, J., Griffin, C., 1993. Water source as a housing characteristics: hedonic property valuation and willingness to pay for water. *Water Resources Research* 29 (7), 1923-1929.

Oen, I.S, Fernández JC, Manteca J.I. 1975. The lead-zinc and associated ores of la Unión Sierra de Cartagena, Spain. *Economic Geology* Vol. 70: 1259-1278

Olivieri, A.W., Sollera, J.A., Olivieri, K.J, Goebel, R.P., Tchobanoglous, G. 2005. Seasonal tertiary wastewater treatment in California: an analysis of public health benefits and costs, *Water Res.* 39 3035–3043, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.010>.

Peng, L.L.H., and Jim, C.Y., 2015. Economic evaluation of green-roof environmental benefits in the context of climate change: the case of Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 554-561.

Perez-Torres, F. J. 2016. Medio ambiente, bienes ambientales y métodos de valoración. *Equidad & Desarrollo*, (25), 119-158. doi: <http://dx.doi.org/10.19052/ed.3725>

Prats. D. 2016. 20 aniversario de la Planta desalinizadora de la UA. Ponencia presentada en las jornadas “Día Mundial del Agua. Mejor, agua, mejores empleos: desalinización”, 22 de marzo Universidad de Alicante: San Vicente del Raspeig. *Production*,113(5), 299-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.044>

Qadir, M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R., Karajeh, F., 2007. Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agric. Water Manage.* 87, 2–22.

Ram, H., Singh, Y., Saini, K.S., Kler, D.S., Timsina, J., Humphreys, E.J. 2011. Agronomic and Economic Evaluation of Permanent Raised Beds, No Tillage and Straw Mulching for an Irrigated Maize-Wheat System in Northwest India. In *Experimental Agriculture*, 2011, no. 48, pp. 21–38.

Randall, A. 1994. A difficulty with the travel cost method, *Land Economics*, vol. 70: pp. 88-96

Rico, D. Prats, and MF Chillón Arias 2001. A reverse Osmosis potable water plant at Alicante University: first years of operation. *Desalination* 137.1 91-102.

Rinaudo, J-D 2003. Economic Assessment of Groundwater Protection: Impact of diffuse pollution of the upper Rhine valley aquifer, France. Case study report N°. 2. Orléans: BRGM

Riolo, A. 2001. Maltese experience in the application of desalination technology. *Desalination* 136. 2001.

Rodríguez Estrella T.,1986. La neotectónica de la Región de Murcia y su incidencia en la ordenación del territorio. I Jornada de Estudio del Fenómeno Sísmico y su incidencia en la Ordenación del Territorio. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Instituto Geográfico Nacional 7: 259-283

Rodríguez Estrella, T., 2000. Physical, chemical and biological changes induced by waters from the Tage-Segura canal in the hydrogeological unit of the Campo de Cartagena and in Mar Menor laguna (Murcia Province, Spain). *Hydrogéologie* 3, 23-37.

Rouwendal, J., van der Straaten, W., 2008. The costs and benefits of providing open space in cities. CPB Discussion Paper, No.98. Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis.

Ruiz, I., García, F. J., Mendoza, J. 2016. Development and application of a cost management model for wastewater treatment and reuse processes. *Journal of Cleaner*

Ruiz-García, A., Ruiz-Saavedra, E., & Feo-García, J. 2016. Start-up of brackish water desalination for agricultural irrigation in the Canary Islands (Spain). *Desalination and Water Treatment*, 57(48-49), 22734–22742. doi:10.1080/19443994.2015.1130916

Rupérez-Moreno, C., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., Flores-Asenjo, P., Paz-Aparicio, C. 2017. Cost-benefit analysis of the managed aquifer recharge system for irrigation under climate change conditions in Southern Spain. *Water*,9, 343.

Sælensminde, K., 2004. Cost-benefit analyses of walking and cycling track networks taking into account insecurity, health effects and external costs of motorized traffic. *Transportation Research*, 38, 593-606.

Samuelson, P. A. 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economics and Statistics*, 36(4), 387-389.

Sanz, B. M. 2011. Análisis económico de la desalinización, Tesis Doctoral, Departamento de Análisis Económico Aplicado, Universidad de Alicante UA. San Vicente del Rispég, Alicante.

Sapiano, M. 2008. Measures for facing water scarcity and drought in Malta. *Eu-ropean Water*, 23/24,79e86

Sapiano, M., Schembri, M., Brincat, C., 2013. Assessing the Environmental Impact of Artificial Recharge by Highly Polished Treated Effluent on an Unconfined Aquifer System. Water Policy Unit, Ministry for Energy and the Conservation of Water. Palermo, Malta <http://www.mediwat.eu/sites/default/files/D.1.1.6.pdf>.

Schembri, P.J., 1993. Physical Geography and Ecology of the Maltese Islands: a Brief Overview.7. Food, Agriculture, Fisheries and the Environment. (Options Méditerranéennes Ser.B: Etudes et Recherches, Malta, pp. 27–39.

Seguí, L., Alfranca, O., García, J., 2009. Techno-economical evaluation of water reuse for wetland restoration: a case study in a natural park on Catalonia, Northeastern Spain. *Desalination*; 246, 179 –89.

Semiati, R., 2000. Desalination: present and future. *Water Int.* 25,54–65.

Semiati, R., Sapoznik, J. Hasson, D. 2010. Energy aspects in osmotic processes, *Desalin.Water Treat.* 15 228–235.

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.

Sherer, P.M., 2006. The benefits of parks: why America needs more city parks and open space. The Trust for Public Land.

Soto-Garcia, M., Martinez-Alvarez, V., Garcia-Bastida, P.A., Alcon, F. and Martin Gorriz, B. 2014. Effect of water scarcity and modernization on the performance of irrigation districts in south-eastern Spain, *Agric. Water. Manag.* 124 11–19. doi:10.1016/j.agwat.2013.03.019.

Stuart, M.E., Maurice, L., Heaton, T.H.E., Sapiano, M., Micallef, S.M., Goody, D.C. Chilton P.J., 2010. Groundwater residence time and movement in the Maltese islands – a geochemical approach. *Appl. Geochem.* 25, 609–620.

Tanioka, A. 2012. Power generation by pressure retarded osmosis using concentrated brine from sea water desalination system and treated sewage-review of experience with pilot plant in Japan, The 3rd Osmosis Membrane Summit, April 27.

Taylor, L. 2006. Experimental Methods for the Testing and Design of Contingent Valuation, in Alberini, A. and Kahn, J. (eds), *Contingent Valuation Handbook*, Edward Elgar, Cheltenham, UK, pp. 177–203. the use of experts. *Journal of the Institute of Management Science*, 9 (3), 458–467.

Tietenberg, T., 2006. *Environmental and Natural Resource Economics*, 6th edition. Addison-Wesley, Boston

Torres, M. 2004 Avances tecnológicos y costes de la desalación, Ponencia presentada en las Jornadas Técnicas sobre la desalación en el Programa AGUA. Grupo Recoletos, Madrid, octubre.

UNESCO 2016. Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo 2016: Agua y Empleo. Paris, UNESCO. unesdoc.unesco.org/images/0024/002439/243938e.pdf.

Valdes-Abellan, J. Jiménez-Martínez, L. Candela, D. Jacques, C. Kohfahl, K. Tamoh. 2017. Reactive transport modelling to infer changes in soil hydraulic properties induced by non-conventional water irrigation. *Journal of Hydrology* 549 114–124 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.061>

Veza, J.M., 2004. Water desalination for agricultural applications, Chapter in *Water Desalination for agricultural Applications*, Proceedings of the FAO Expert Consultation on Water Desalination for Agriculture Applications, 26–27 April, Rome.

Viso Rodríguez, A. 2005. Reutilización de aguas residuales para riego. Tendencias tecnológicas, Jornadas sobre tratamiento de aguas residuales industriales conectadas a redes públicas de alcantarillado, Centro Tecnológico de la Energía y del medio ambiente.

Voutchkov, N., 2004. The Ocean: a new resource for drinking water. *Public Works* 30–33.

Water Use Association. 2012. *Seawater Desalination Costs*. white paper

Whittington, D. (2002). Improving the performance of contingent valuation studies in developing countries. *Environmental and Resource Economics*, 22, 323-367.

Wittholz, M.K., O'Neill, B.K, Colby, C.B, Lewis D., 2008. Estimating the cost of desalination plants using a cost database. *Desalination* 229 10-20

World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris, UNESCO

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2015. The United Nations

Yuyin An, M. 2000. A semiparametrical distribution for willingness to pay and statistical inference with dichotomous choice contingent valuation data". American journal of agricultural economy, n° 82, pp. 487-500.

Zarzo D, Campos E, Terrero P. 2013. Spanish experience in desalination for agriculture. Desalination and Water Treatment 51:53–66