



# Agua y sostenibilidad. Hacia una transición hídrica en el Sureste Ibérico

Julia Martínez Fernández<sup>1,\*</sup> , Miguel Angel Esteve Selma<sup>2</sup> , Paula Andrea Zuluaga Guerra<sup>1</sup> 

(1) Fundación Nueva Cultura del Agua. C/Pedro Cerbuna, 12. 50009-Zaragoza, España.

(2) Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo, 30100-Murcia, España.

\* Autor de correspondencia: J. Martínez Fernández [[julia@fnca.eu](mailto:julia@fnca.eu)]

> Recibido el 24 de mayo de 2021 - Aceptado el 30 de agosto de 2021

**Como citar:** Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A., Zuluaga Guerra, P.A. 2021. Agua y sostenibilidad. Hacia una transición hídrica en el Sureste Ibérico. *Ecosistemas* 30(3): 2254. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2254>

## Agua y sostenibilidad. Hacia una transición hídrica en el Sureste Ibérico

**Resumen:** Aunque suele asociarse desertificación con aridez y erosión del suelo, múltiples estudios en el ámbito mediterráneo han demostrado que en el medio natural las tasas de erosión son bajas, incluso con vegetación escasa. Por otra parte, las zonas áridas albergan una biodiversidad singular y paisajes de gran interés, por lo que algunas constituyen espacios protegidos. En realidad, los procesos que más contribuyen a la degradación y pérdida de productividad natural en ámbitos mediterráneos, especialmente en zonas áridas, son los cambios de uso del suelo, en particular la expansión del regadío, el cual provoca un aumento de las demandas hídricas por encima de los recursos disponibles, generando sobreexplotación de acuíferos y pérdida de manantiales y humedales y su biodiversidad asociada. Los casos analizados en el Sureste Ibérico a dos escalas, local (Mazarrón y Águilas) y de cuenca (cuenca del Segura), muestran cómo la introducción de recursos hídricos externos, con independencia de la eficiencia en su uso, no reduce la sobreexplotación hídrica por la dinámica que se establece entre recursos y demandas, conocida como espiral de insostenibilidad, la cual presenta claras concomitancias con el síndrome general de desertificación. Además, la expansión del regadío en zonas áridas está afectando a ecosistemas que mantenían un buen estado de conservación y una biodiversidad singular ligada a la aridez. Se requiere una transición hídrica que reduzca las demandas hídricas en zonas áridas, lo que incluye la reducción de la superficie de regadío en las zonas en las que ha aumentado por encima de lo sostenible.

**Palabras clave:** desertificación; Mediterráneo; regadíos intensivos; sobreexplotación de acuíferos, zonas áridas

## Water and Sustainability. Towards a water transition in Iberian South-East

**Abstract:** Although desertification is often associated with aridity and soil erosion, multiple studies in the Mediterranean have shown that in natural environments erosion rates are low, even with poor vegetation coverage. On the other hand, arid areas are home to a unique biodiversity and landscapes of high interest, reason why some are protected sites. In fact, the processes that contribute most to the degradation and loss of natural productivity in the Mediterranean, especially in arid areas, are land use changes, in particular the expansion of irrigation, which causes an increase in water demands above available resources, generating overexploitation of aquifers and loss of springs and wetlands and their associated biodiversity. The cases analyzed in the Iberian Southeast at two scales, local (Mazarrón and Águilas) and basin (Segura basin), show that the introduction of external water resources, regardless of efficiency in their use, does not reduce water overexploitation due to the dynamics established between resources and demands, known as the unsustainability spiral, which presents clear concomitances with the general desertification syndrome. In addition, the expansion of irrigation in arid areas is affecting ecosystems that maintained a good state of conservation and a unique biodiversity linked to aridity. A water transition is required to reduce water demands in arid areas, including the reduction in the area of irrigated lands where it has increased above sustainable levels.

**Keywords:** desertification; Mediterranean; intensive irrigated lands; aquifer overexploitation; arid zones

## Aridez, erosión y desertificación

Tras la Conferencia de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación celebrada en Nairobi en 1977, la aplicación generalizada del concepto de desertificación, ligado a la degradación de la tierra en ambientes secos, ha venido asociada a los conceptos de aridez y de erosión del suelo. El paradigma de la desertificación y su asociación a la erosión como principal proceso desencadenante fueron ampliamente asumidos en ámbitos científicos, promoviendo un incremento sustancial de la investigación sobre la erosión (Borelli et al. 2021), asociación que ha sido particularmente evidente en países como España. De igual forma, la asociación de paisajes

áridos con paisajes desertificados, y por tanto degradados, se generalizó en muchos ámbitos técnicos y de gestión, constituyendo por ejemplo en España un marco recurrente para las políticas de repoblación forestal en el Sureste Ibérico (Esteve Selma et al. 1990). Además, el concepto de desertificación ha sido ampliamente divulgado a la opinión pública general. La desertificación constituye un ejemplo de concepto de éxito que, no obstante, ha sido objeto de un análisis crítico creciente sobre el propio concepto de desertificación, sobre la identificación de los procesos principalmente responsables, sobre las aplicaciones prácticas que se han derivado de este paradigma y sobre su influencia en la percepción pública (Prince y Podwojewski 2019).

La Convención de Naciones Unidas sobre Desertificación (UNCCD 1994) entiende desertificación como la degradación del suelo en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas, resultado de distintos factores, incluyendo las variaciones climáticas y las actividades humanas. Esto virtualmente abarca cualquier proceso de degradación ambiental que suponga una pérdida de capacidad de carga endógena, la cual puede obedecer a un número muy diferente de procesos (en interacción o no), debidos a factores naturales y antrópicos muy diversos, con consecuencias distintas y que requieren de medidas específicas en cada caso. Por ejemplo, se han señalado como procesos que pueden contribuir a la desertificación desde la salinización a los incendios forestales, pasando por la erosión, la contaminación de suelos, la expansión urbana incontrolada o la sobreexplotación de acuíferos (e.g. Enne et al. 1998, 2000). Se ha cuestionado por ello la utilidad de un concepto que abarca a un número de procesos de cambio ambiental tan diverso (Thomas y Middleton 1994; Martínez Fernández y Esteve Selma 2005), a la vez que se ha señalado la necesidad de enfoques sistémicos y específicos para cada contexto (Thomas y Middleton 1994; Martínez Fernández y Esteve Selma 1996; Dahlberg 2000; Warren 2002; Halbac-Cotoara et al. 2020).

En cuanto a las causas de la desertificación, en ámbitos como España, se generalizó la idea de la erosión del suelo, vinculada en buena medida a la deforestación y destrucción de la cobertura vegetal en áreas naturales y seminaturales, como el principal factor responsable. No obstante, múltiples estudios han demostrado que la erosión del suelo no es relevante en el medio natural, incluyendo las áreas donde la vegetación natural es escasa (Martínez Fernández y Esteve Selma 1996; Martínez Fernández y Esteve Selma 2005) y que las tasas de erosión en el medio natural han sido en general sobreestimadas (Puigdefábregas et al. 1999; Cerdá 2001; Romero-Díaz 2002). Distintas insuficiencias metodológicas explican esta sobreestimación de la erosión en el medio natural, como la aplicación de modelos fuera de las condiciones para las que fueron desarrollados, la insuficiente consideración del papel de la vegetación en el control de la erosión incluso cuando es dispersa o de porte bajo, la heterogeneidad ambiental de los sistemas mediterráneos y la falta de atención al papel crucial de la escala espacial en los procesos de erosión-sedimentación (véase por ejemplo Martínez Fernández y Esteve Selma 2005, para una descripción más detallada). La sobrestimación de la erosión en el medio natural, a su vez identificada como proceso clave de desertificación del que sería responsable la destrucción de la cubierta vegetal por la acción humana, impulsó prácticas forestales inadecuadas, en particular plantaciones arbóreas en ecosistemas áridos, de negativas consecuencias ecológicas y para la biodiversidad de estos sistemas (Esteve et al. 1990; Chaparro y Esteve 1995; De Vit and Brouwer 1998). En realidad, numerosos estudios han demostrado que los principales problemas de erosión se localizan en zonas agrarias con malas prácticas agrícolas, tanto de secano (Romero-Díaz 2002), como de regadío (Cerdá et al. 2019).

Por otra parte, la errónea asociación del concepto de desertificación con el de aridez, que impregnó buena parte de los ámbitos técnicos y de gestión y que se sigue difundiendo desde muchos medios de comunicación, ha reforzado la percepción pública negativa sobre los ecosistemas áridos (Esteve et al. 1990; Martínez Valderrama et al. 2020a). Esta percepción constituye un obstáculo para la conservación de tales ecosistemas, que en realidad presentan importantes valores científicos, ecológicos, paisajísticos y de biodiversidad (Esteve y Calvo 2000; Esteve Selma et al. 2006). Por ejemplo, la Región de Murcia, en el Sureste Ibérico, alberga 49 hábitats de interés comunitario, lo que en términos relativos supone una contribución a la biodiversidad europea muy notable. Además, dos tercios de tales hábitats se localizan en el litoral en sentido amplio, en condiciones áridas y semiáridas. De estos hábitats litorales, más de un 60% (11 tipos) son hábitats muy raros, ya que no superan las 7500 hectáreas de superficie neta en el ámbito biogeográfico mediterráneo español (Martínez Fernández y Esteve Selma 2002). En reconocimiento de los valores ecológicos y paisajísticos

de los ecosistemas áridos, algunos han sido declarados espacios protegidos, caso del Paraje Natural Desierto de Tabernas (Almería), el Paisaje Protegido de Barrancos de Gebas (Murcia) o el Parque Natural de las Bardenas Reales (Navarra).

En realidad, los procesos que más están contribuyendo a la degradación y a la pérdida de productividad natural en ámbitos mediterráneos, especialmente en zonas áridas, son los cambios de uso del suelo, en particular la expansión del regadío y una mala gestión del agua. Estos procesos, que suelen recibir menos atención en el marco de la desertificación, están ocasionando sobreexplotación de acuíferos, pérdida de manantiales, reducción de caudales circulantes y salinización de aguas y suelos, entre otros efectos.

Los objetivos específicos de este trabajo son los siguientes:

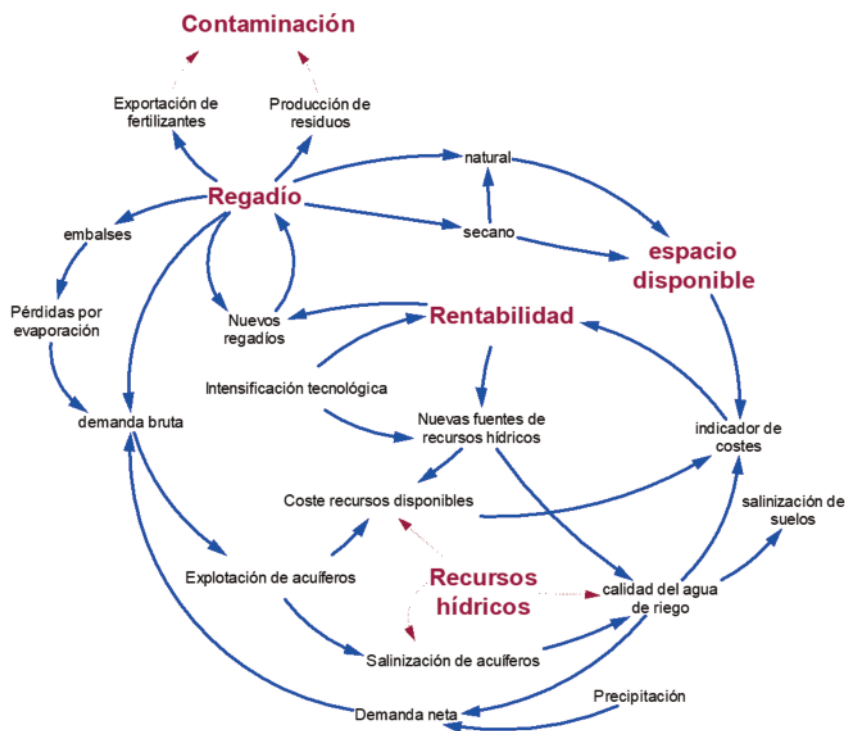
1. Explorar las relaciones complejas que se establecen entre la gestión del agua y la desertificación, con particular atención al regadío en zonas áridas.
2. Analizar tales relaciones a dos escalas espaciales: local y del conjunto de la cuenca.

En los apartados siguientes se discuten tales procesos y su relación con la desertificación, a partir de un análisis a dos escalas: local (arco litoral de Mazarrón y Águilas, en Murcia) y de cuenca (Cuenca del Segura).

## Gestión del agua en zonas áridas y sus implicaciones ambientales. El caso de Mazarrón y Águilas

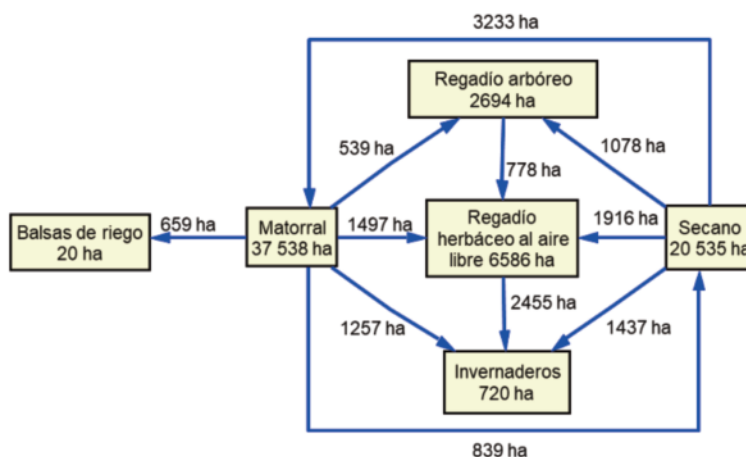
El arco litoral de Mazarrón y Águilas (Murcia) se caracteriza por una gran aridez (precipitación media anual en torno a los 260 mm), la cual ha limitado hasta décadas recientes la explotación del territorio, permitiendo un buen estado de conservación de muchos de sus sistemas naturales. Este territorio constituye un ejemplo representativo y temprano de la expansión del regadío intensivo puesta en marcha en el Sureste Ibérico desde los años sesenta. Estos nuevos regadíos se caracterizan por una gran intensificación tecnológica, la cual, entre otras cosas, permite una gran independencia de la fertilidad y calidad agrológica del suelo (por el uso de fertilizantes y de sustratos inertes) y reduce a dos los recursos naturales básicos sobre cuyo consumo se sustentan: el agua y el espacio disponible, de forma similar a los regadíos intensivos bajo plástico y en enarenado en Almería (López Gálvez y Naredo 1996). Con el fin de comprender la dinámica de este sistema agrario y sus implicaciones ambientales se desarrolló el modelo de simulación dinámica "Nuevos Regadíos" (Martínez Fernández y Esteve Selma 2002, 2004b) con cinco sectores: regadío, rentabilidad, espacio disponible, recursos hídricos y contaminación (Fig. 1).

El modelo se inicia en 1960 con una resolución temporal mensual y considera doce tipos de cambio entre seis usos diferentes: áreas de vegetación natural, secanos, regadío arbóreo, regadío herbáceo al aire libre, invernaderos y embalses (Fig. 2). El sector del agua recoge el uso de los acuíferos de Mazarrón y Águilas y la obtención de recursos desde fuentes externas, una vez que los acuíferos locales dieron señales de agotamiento. Estas otras fuentes incluyen la importación de aguas subterráneas desde otros sistemas hidrogeológicos, la reutilización de aguas residuales y de forma más reciente la desalación marina. El modelo recoge diversos efectos ambientales de este regadío que además suponen costes crecientes para el mismo (reducción del área disponible para nuevas ampliaciones del regadío, descenso de los niveles piezométricos, salinización de acuíferos), así como otros efectos ambientales que no redundan en costes para el propio sistema productivo, como la exportación de fertilizantes, la producción de residuos (plásticos, sustratos etc.) y la salinización del suelo (buena parte del regadío de Mazarrón y Águilas se realiza en sustrato). El agua existente en los acuíferos determina el nivel piezométrico y el grado de salinización de tales acuíferos, que en última instancia determina la calidad del agua de riego, uno de los factores que inciden en el indicador de la rentabilidad, junto al coste del agua, el déficit hídrico y el espacio disponible para nuevos regadíos. El mo-



**Figura 1.** Esquema simplificado del modelo Nuevos Regadíos. Modificado de Martínez Fernández y Esteve Selma (2004b)

**Figure 1.** Simplified diagram of model New Irrigated lands. Modified from Martínez Fernández and Esteve Selma (2004b).



**Figura 2.** Principales cambios de uso en el arco litoral de Mazarrón y Águilas entre 1981 y 1999.

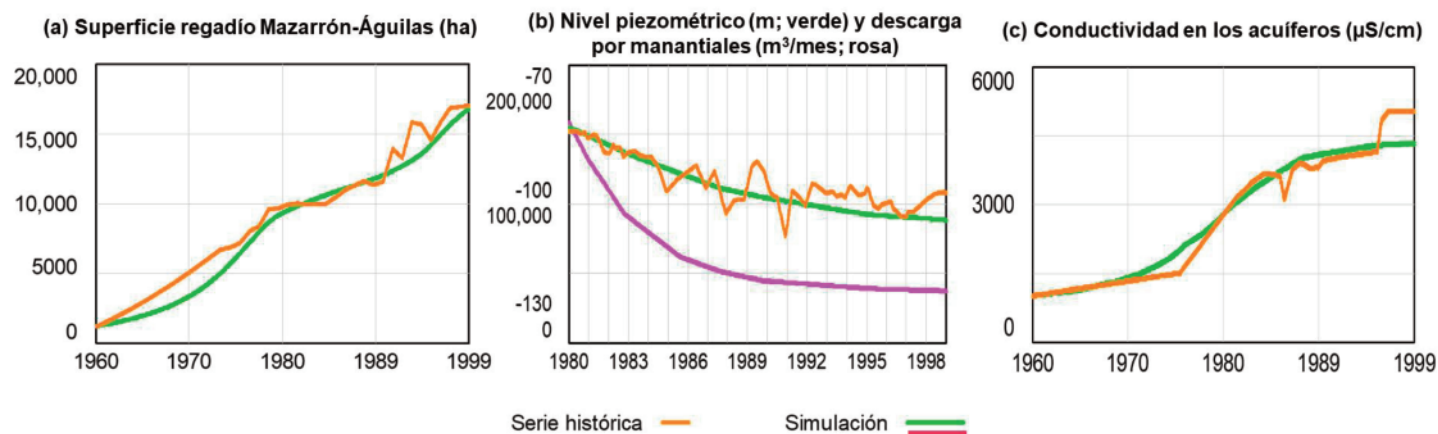
**Figure 2.** Main land use changes in the Mazarrón-Águilas are between 1981-1999.

delo fue calibrado con los valores observados de las distintas variables en el periodo 1960-1990 y sometido a distintos procesos de verificación formal. Pueden consultarse más detalles en Martínez Fernández y Esteve Selma (2002, 2004a,b).

Los resultados de dicho modelo muestran que el modelo simula bien el comportamiento general de este sistema, en el que el regadío pasó entre 1960 y 1999 de 1200 a 17 000 ha (Fig. 3a). La temprana sobreexplotación de los acuíferos locales indujo la reducción de los niveles piezométricos (Fig. 3b), lo que a su vez provocó fenómenos de intrusión marina y salinización de las aguas subterráneas (Fig. 3c), especialmente en los acuíferos costeros de Águilas (García Aróstegui et al. 2014). El descenso de los niveles piezométricos y el empeoramiento de la calidad del agua revierten en el propio regadío en la forma de costes crecientes, pero además suponen claros efectos ambientales negativos, especialmente debido a una drástica reducción de las salidas a través de manantiales (Fig. 3b).

Se cuenta con un inventario de los manantiales de la cuenca del Segura y sus caudales en el año 1916, elaborado en dicho momento por el Ministerio de Fomento (CES 1996). Si bien este inventario no recoge todas las surgencias, tan sólo las utilizadas para riego, la comparación de los caudales aportados en la unidad hidrogeológica de Mazarrón y Águilas con las descargas estimadas a mediados de los años noventa en dicha zona (Senent y Aragón 1995) apunta a la pérdida de, al menos, el 83% de las surgencias iniciales. Si bien dicha pérdida no obedece a una causa única y posiblemente influyen también factores climáticos, no hay duda de que el exceso de extracciones subterráneas constituye el principal factor explicativo (López Bermúdez et al. 2016). Esta drástica reducción de caudales ha debido implicar la eliminación de un abundante número de humedales y ecosistemas ligados al agua, lo que constituye una importante pérdida ecológica, especialmente en el contexto de ecosistemas semiáridos donde tales puntos de agua





**Figura 3.** Evolución de (a) superficie de regadío en el arco litoral de Mazarrón y Águilas; (b) nivel piezométrico medio y de la descarga por manantiales en los acuíferos de Mazarrón y Águilas; (c) conductividad media en los acuíferos de Mazarrón y Águilas. Valores observados y resultados de la simulación. Modificado a partir de Martínez Fernández y Esteve Selma (2002, 2004a).

**Figure 3.** Evolution of: (a) Area of irrigated lands in the Mazarrón-Águilas zone; (b) Average piezometric level and discharge on springs in the Mazarrón-Águilas aquifers; (c) Average conductivity in the Mazarrón and Águilas aquifers. Observed values and results of the simulation. Modified from Martínez Fernández y Esteve Selma (2002, 2004a).

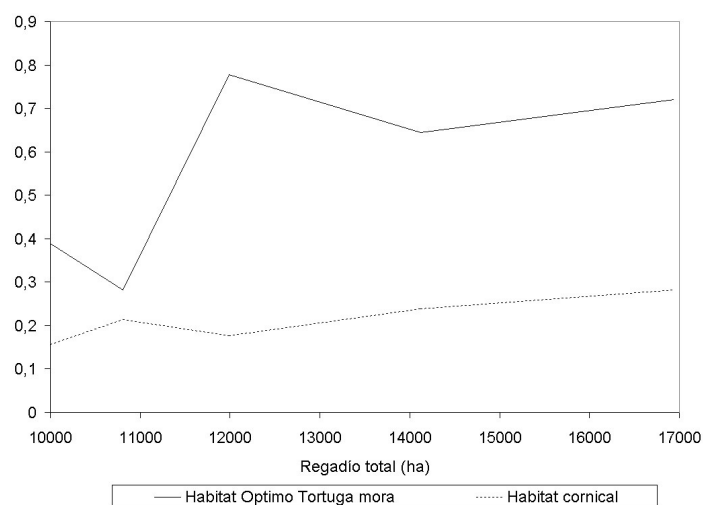
tienen una enorme relevancia ecológica. La aguda sobreexplotación de los acuíferos locales ha estado claramente diagnosticada desde el primer plan hidrológico de la cuenca del Segura, que a partir de estudios previos del IGME, ya señaló que en la unidad de Mazarrón las salidas de los acuíferos eran cinco veces superiores a las entradas y que el 98% de dichas salidas tenía lugar por extracciones subterráneas, con una descarga por manantiales prácticamente irrelevante, mientras que en la unidad de Águilas las salidas eran un 50% superiores a las entradas y ya no se registraban descargas por manantiales (García Aróstegui et al. 2014), aunque localmente quedó alguna pequeña surgencia.

La sobreexplotación de acuíferos derivada de la expansión del regadío es un fenómeno común a otras zonas áridas. En el caso de los *badlands* de Tabernas (Almería), se ha señalado cómo se ha asociado erróneamente este paisaje erosivo con la desertificación, a la vez que no se presta atención al verdadero factor que está afectando a la cuenca de Tabernas-Sorbas y generando un verdadero problema de desertificación: la transformación de cultivos de secano a olivos de regadío, cuya superficie se multiplicó por un factor de diez entre la década de los años 70 y el año 2019, sobre la base de la explotación del acuífero "Alto Aguas" (Martínez-Valderrama et al. 2020a). Además, en años recientes la transformación se dirige a la implantación de olivos de regadío en régimen superintensivo, cuya demanda hídrica es mucho más elevada. Como señalan Martínez-Valderrama et al. (2020a), estos regadíos intensivos han supuesto que el caudal del manantial de Los Molinos, origen del río Aguas, se haya reducido en aproximadamente un 82% respecto a su media histórica, afectando a la funcionalidad y biodiversidad asociada a este ecosistema fluvial, así como al Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) "Karst en Yesos de Sorbas".

Junto a la sobreexplotación de acuíferos y la pérdida de manantiales, otro efecto ambiental de gran relevancia causado por la expansión del regadío en Mazarrón y Águilas es la ocupación de espacios de interés natural y del hábitat de especies protegidas, como es el caso del cornical (*Periploca angustifolia*), un iberoafricanismo incluido como Vulnerable en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Región de Murcia y que organiza el Hábitat Prioritario 5220 de la Directiva Hábitats, así como la tortuga mora (*Testudo graeca*), declarada Vulnerable en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas e incluida en el Anexo II de la Directiva Hábitats. En el caso del cornical, el hábitat perdido de esta especie en el arco litoral de Mazarrón y Águilas por su transformación a regadío aumentó entre 1981 y 1999 del 13 al 29%, lo que a su vez supone la pérdida de algo más del 18% de todo el hábitat existente en la Región de Murcia. Estas cifras resultan bastante

preocupantes teniendo en cuenta el carácter restringido de la distribución del cornical. Cabe señalar además que, a lo largo del proceso de expansión del regadío, estos efectos han ido aumentando no sólo en términos absolutos sino también relativos, al incrementarse la proporción del hábitat óptimo de *T. graeca* y del hábitat de *P. angustifolia* ocupados por cada nueva hectárea transformada a regadío (Fig. 4). De la misma forma, estudios realizados en Almería muestran que el desarrollo del regadío intensivo en la región del Campo de Dalías amenaza gravemente la conservación de algunos hábitats de Interés Prioritario según la directiva europea, como son los artales de Almería (comunidades de *Maytenus senegalensis* y *Ziziphus lotus*), hasta situarlos al borde de la extinción en dicho territorio (Mota et al. 1996).

En definitiva, los cambios de uso del suelo y específicamente la expansión del regadío constituye el principal proceso de desertificación en zonas áridas del Sureste Ibérico, ligado a la sobreexplotación de acuíferos, la reducción y agotamiento de manantiales y la salinización de acuíferos. Se trata de un proceso preocupante y de importancia creciente, que está afectando a muchas zonas ári-



**Figura 4.** Proporción del hábitat óptimo de *Testudo graeca* y del hábitat de *Periploca angustifolia* del arco litoral de Mazarrón-Águilas ocupados por cada nueva hectárea transformada a regadío.

**Figure 4.** Proportion of optimum habitat of *Testudo graeca* and habitat of *Periploca angustifolia* in the Mazarrón-Águilas zone occupied by each new hectare of irrigated lands.

das e hiperáridas en todo el mundo en las que el regadío se está expandiendo gracias a la explotación de aguas subterráneas fósiles (Martínez-Valderrama et al. 2020b). Hay que destacar que esta expansión del regadío en zonas áridas suele utilizar tecnologías muy eficientes, en una muestra más de la conocida paradoja de Jevons, según la cual los incrementos de eficiencia suelen conducir a un aumento y no a una reducción del consumo total (Perry et al. 2017; Grafton et al. 2018). Además, la expansión del regadío amenaza la integridad ecológica y la conservación de los ecosistemas áridos y su biodiversidad, como se ha mostrado en el caso de Mazarrón y Águilas en relación con la ocupación de distintos hábitats de interés ecológico.

La introducción de recursos hídricos externos en zonas áridas (por ejemplo, a través de trasvases o desalación marina) constituye un fenómeno creciente en España y otros países que, entre otros efectos, está afectando a unos territorios cuya baja productividad natural había mantenido sus ecosistemas en un relativo buen estado de conservación y había preservado una biodiversidad singular ligada, justamente, a la aridez. Por ello es necesario un análisis más amplio e integrador de las relaciones entre recursos hídricos, demandas, sostenibilidad y desertificación. En el apartado siguiente se discuten algunas de tales relaciones a una escala espacialmente más amplia con el caso de la cuenca del Segura, en el Sureste de España.

## Recursos, demandas y escasez hídrica. El caso de la cuenca del Segura

La gran variabilidad interanual de las precipitaciones y el carácter fluctuante de la disponibilidad de agua constituyen una característica inherente al clima mediterráneo, de forma que los paisajes agrarios tradicionales se adaptaron históricamente de múltiples formas a unos recursos hídricos muy variables. Éste ha sido también el caso de la cuenca del Segura, en el Sureste Ibérico, con una precipitación media en torno a 400 mm, donde los sistemas tradicionales se adaptaron a la variabilidad de recursos hídricos con estrategias como el aprovechamiento de las escorrentías ocasionales durante lluvias intensas (denominados riegos de turbias o de boquera) o el uso de variedades de cultivo con distintos requerimientos hídricos, de forma que en años más húmedos las más productivas permitían mejores cosechas y en años más

secos las menos productivas pero más resistentes frente a la escasez hídrica garantizaban cierta cosecha mínima. Aunque históricamente las estrategias de adaptación han constituido una necesidad, a lo largo del siglo XX los espacios agrarios se han ido desarrollando sobre una demanda hídrica cada vez más rígida. El regadío ha adoptado modelos cada vez más intensivos en capital que exigen altos niveles de garantía hídrica, poco compatibles con grandes fluctuaciones de los recursos disponibles. Desde principios del siglo XX diversos cambios tecnológicos y socioeconómicos han impulsado iniciativas destinadas a aumentar los recursos disponibles y reducir su variabilidad. Durante las primeras décadas del siglo XX tales iniciativas se concretaron en la construcción de embalses (la Fuensanta en 1932, el Cenajo en 1960), que atemperaron la variabilidad interanual durante los años 60 y 70, pero a partir de 1980 el aumento de los perímetros irrigados provocó una fuerte presión sobre todos los recursos, impidiendo su regulación interanual, tal y como ha ocurrido en otros regadíos españoles (Corominas 1999) y en otros muchos países (Bird y Wallace 2001). A partir de los años setenta la política de incremento de recursos se centró en un gran trasvase intercuenas, el trasvase Tajo-Segura, que debía consolidar los regadíos existentes, eliminar de forma definitiva el déficit hídrico y aportar recursos para una nueva ampliación de regadíos. Sin embargo, las expectativas creadas por el trasvase alentaron la ampliación de regadíos más allá de los previstos, a pesar de lo cual fueron asumidos por la vía de los hechos (Martínez Fernández y Esteve Selma 2000; Ibor et al. 2011). La divergente evolución entre recursos y demanda agraria total se saldó recurriendo a las aguas subterráneas, que pronto exhibieron sobreexplotación.

En realidad, son las propias expectativas de nuevos recursos hídricos las responsables del crecimiento de las demandas por encima de lo esperado, lo que en última instancia contribuye a generar primero e incrementar después el déficit hídrico a escala de cuenca (Fig. 5), lo que a su vez alienta la búsqueda de nuevos recursos externos, dando lugar a lo que se ha denominado espiral de insostenibilidad (Martínez Fernández y Esteve Selma 2000). Este fenómeno, por el que una supuesta solución (el incremento de recursos hídricos disponibles), en realidad agrava el problema (aumento del déficit hídrico) constituye un comportamiento típico de los sistemas complejos, como el constituido por la dinámica del agua y sus usos a escala de cuenca.



**Figura 5.** Esquema simplificado de la espiral de insostenibilidad, que describe la dinámica establecida en la cuenca del Segura entre los recursos disponibles, los nuevos proyectos hidráulicos, la expansión del regadío, el déficit hídrico y distintos efectos ambientales.

**Figure 5.** Simplified diagram of the unsustainability spiral, describing the dynamics in the Segura basin among the available water resources, the new hydraulic projects, the increase in irrigated lands, the water deficit and several environmental effects.

El Índice de Explotación Hídrica (WEI+) en la cuenca del Segura, definido como la proporción de recursos consumidos respecto al volumen total de recursos renovables, se sitúa en torno al 130% (CHS 2015), un valor muy elevado teniendo en cuenta además que integra las aportaciones externas del trasvase Tajo-Segura. Se trata de la mayor presión hídrica de las demarcaciones ibéricas (García Bautista y Martínez Fernández 2016), la cual es más de tres veces superior al umbral del 40%, considerado por la Agencia Europea de Medio Ambiente como indicador de estrés severo. El principal sector generador de dicha presión es el regadío, que constituye en torno al 86% de las demandas hídricas en la cuenca del Segura (García Bautista y Martínez Fernández 2016).

Pese a que la reutilización de aguas residuales y la desalación marina han tenido un papel temprano y más significativo en la cuenca del Segura que en otros territorios, el mantenimiento de unas demandas hídricas por encima de los recursos hídricos renovables, considerando incluso las transferencias desde la cuenca del Tajo, ha sido posible fundamentalmente a través de la sobreexplotación de los acuíferos, de forma que la mitad de las masas subterráneas registran unas extracciones superiores a las recargas y el 71% de todas las masas presentan un estado cuantitativo inferior a bueno (CHS 2020). Como resultado de la sobreexplotación de acuíferos, el 60% de las masas registra descensos piezométricos y reducción del caudal aportado por manantiales (CHS 2020). A la temprana sobreexplotación de acuíferos en ciertas zonas de la cuenca del Segura como el arco litoral de Mazarrón y Águilas, cuestión ya descrita, se añade la extensión del problema en años más recientes a zonas como el Altiplano, la comarca del Noroeste y la cabecera de la cuenca, a raíz sobre todo de la expansión del regadío intensivo en estas zonas desde la década de 2000 (Pérez et al. 2011; García Marín et al. 2020). Estas zonas, las únicas en el conjunto de la cuenca que todavía mantienen un patrimonio hídrico relevante, también afrontan ahora reducciones en las descargas de manantiales (López Bermúdez y Sánchez Fuster 2010; Pérez et al. 2011), lo que está afectando tanto a los cauces superficiales y humedales que dependen de los mismos y su biodiversidad asociada, como a los pequeños regadíos históricos generados en torno a tales fuentes (Pérez et al. 2011). Desde un punto de vista ambiental, la situación de estos acuíferos con una sobreexplotación incipiente o con riesgo de entrar en sobreexplotación resulta más preocupante que la de los acuíferos en fase avanzada de explotación, dado que los primeros descensos en los niveles piezométricos son los responsables de la pérdida de manantiales y humedales y,

en consecuencia, de los valores ecológicos, paisajísticos y de biodiversidad ligados a los mismos. Además, los manantiales y cuerpos de agua que mantienen constituyen puntos de alta productividad biológica, de especial valor en el mantenimiento de las relaciones tróficas en entornos áridos y semiáridos y, por tanto, en el mantenimiento indirecto de la biodiversidad de ámbitos más amplios. Por ello, los acuíferos en situación de equilibrio hidrogeológico requieren una cautela y protección especiales, mayor incluso que la necesaria en acuíferos ya sobreexplotados, cuya funcionalidad ambiental actual es considerablemente menor.

La sobreexplotación de acuíferos ha supuesto también el deterioro de su calidad por movilización de aguas salobres e intrusión marina, situación que afecta al 11% de las masas subterráneas de la demarcación del Segura (CHS 2020). A ello se unen otros procesos de alteración general de los flujos hídrico-salinos de la cuenca generados por la expansión del regadío. Por un lado, el incremento de los drenajes agrarios ha afectado negativamente a algunos humedales hipersalinos de gran rareza científica y valor natural (Suárez et al. 1996) y, por otro, se han salinizado las aguas y suelos. En las aguas superficiales de la cuenca del Segura se ha duplicado el valor medio de la conductividad entre 1982-83 y 1998, pasando de 3 g/l y 3.600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 6.4 g/l y 7.600  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Espinosa et al. 2001), proceso que ha afectado sobre todo a los tramos medios y bajos del río Segura debido en parte a la puesta en regadío de margas salinas y saladares, como ocurre en el caso de algunas zonas regables del trasvase como los saladares del Guadalentín, Albaterra y Blanca. El incremento de salinidad en el río Segura constituye un problema en los tramos medios y sobre todo en la Vega Baja, donde los altos valores de conductividad del agua constituyen una limitación para muchos cultivos. En definitiva, la desubicación de los flujos de agua está favoreciendo un doble proceso: por un lado, la aridificación de las áreas de montaña, por la progresiva reducción o agotamiento de las fuentes y manantiales, como se han indicado en los párrafos anteriores y, por otro, la concentración del agua en las áreas de nuevos regadíos y en los humedales del llano, lo que está aumentando la concentración salina de las aguas superficiales y de los suelos con mayor capacidad agrológica, como son los suelos de vega.

En resumen, la dinámica establecida entre la expansión del regadío, la creciente inercia del sistema, su incapacidad para adaptarse a los recursos disponibles, la sobreexplotación generalizada de los acuíferos y sus consecuencias se ajusta muy bien al síndrome general de la desertificación (Fig. 6). Se ha caracterizado este síndrome por un sistema inicialmente en equilibrio dinámico



**Figura 6.** Esquema del proceso de desertificación inducido por el uso insostenible del regadío en la cuenca del Segura. A partir del elaborado por Puigdefábregas (1995).

**Figure 6.** Diagram of the desertification process promoted by the unsustainable irrigation in the Segura basin. Based on the diagram elaborated by Puigdefábregas (1995).



con unos recursos fluctuantes que, merced a factores externos, incrementa la intensidad del uso de los recursos a la vez que adquiere estructuras con una mayor inercia y más rígidas frente a la necesidad de posibles cambios (Puigdefábregas 1995). Cuando los factores que facilitaban una mayor intensidad en el uso de los recursos desaparecen, el sistema se enfrenta a un grave proceso de sobreexplotación de recursos que, si se mantiene en el tiempo, conduce en última instancia a la desaparición o drástica reconversión del propio sistema socioeconómico. A ello contribuye la inadecuada percepción de las relaciones entre el regadío y los recursos hídricos, dado que el incremento de los recursos hídricos, lejos de eliminar el problema en realidad lo agrava, por la existencia de bucles de realimentación entre los factores implicados que conducen al incremento del regadío y al aumento del déficit hídrico.

Además de los efectos ya señalados, derivados de un consumo de recursos hídricos por encima de los renovables disponibles y de la salinización de aguas y suelos, la expansión del regadío fuera de las áreas de mayor vocación agrícola ha dado lugar a otros impactos ambientales, entre los que figuran los siguientes: i) la ocupación del hábitat de distintas especies protegidas, como se ha mostrado en el caso del arco litoral de Mazarrón y Águilas, así como la ocupación de secanos extensivos, espartales y saladares, de los que dependen aves esteparias de gran interés naturalístico como la Alondra de Dupont, el Sísón, la Ortega o el Alcaraván (Esteve et al 1995; Caballero et al 1996); ii) el aumento de la contaminación difusa agraria de las aguas superficiales y subterráneas, donde hay que destacar el caso de la laguna costera del Mar Menor, donde la expansión del regadío en su cuenca (Campo de Cartagena) es la principal causa de la entrada masiva de nutrientes a la laguna, lo que finalmente provocó la eutrofización de la laguna y los considerables impactos ecológicos y socioeconómicos asociados (Martínez Fernández et al. 2013; Ruiz et al. 2020; Martínez Fernández y Esteve Selma 2020); iii) el incremento de los procesos de erosión por roturación de cuencas neógenas y por transformación a unos regadíos muy intensivos, sin prácticas de conservación ni vestigios de vegetación natural, como se ha mostrado en el caso de la expansión del regadío en otras zonas áridas (Martínez Valderrama et al. 2020a) y como se muestra en el caso del Campo de Cartagena y los crecientes daños por entrada de sedimentos de origen agrario en las poblaciones ribereñas del Mar Menor durante sucesivos episodios de inundaciones.

En definitiva, el verdadero factor limitante del regadío en el Sudeste Ibérico no es únicamente la disponibilidad o no de recursos hídricos para su uso agrario sino también la magnitud de los costes ambientales asociados al regadío ya existente. Es interesante destacar cómo las limitaciones a la expansión del regadío están cada vez menos ligadas a la disponibilidad física del recurso hídrico, incluso en zonas áridas y semiáridas, debido a distintas vías de intensificación tecnológica (explotación de aguas de reserva, trasvases, desalación marina) pero, en cambio, emergen de forma cada vez más evidente las limitaciones derivadas de los flujos de residuos, como se muestra con la creciente salinización de las aguas y suelos de la cuenca o la crisis de la laguna del Mar Menor por la entrada de nutrientes de origen agrícola del Campo de Cartagena. Este fenómeno, por el que una crisis inicialmente de recursos finalmente emerge en la forma de crisis de residuos, aparece de forma recurrente en múltiples sistemas ambientales a distintas escalas incluida la global, como ejemplifica el caso de los recursos energéticos fósiles, que en unas décadas han pasado de percibirse como un problema de recursos energéticos a emerger como un problema de residuos (emisiones de CO<sub>2</sub>), causa última del cambio climático.

Junto a los cambios de uso del suelo, hay que señalar el papel del cambio climático, el otro gran componente del cambio global, que actúa de forma sinérgica con los cambios de uso y exacerbará los procesos implicados en el síndrome de desertificación asociados a la expansión del regadío y al uso no sostenible del agua. De acuerdo con los modelos disponibles (CEDEX 2017), en la cuenca del Segura se espera en promedio una reducción del 8% en el pe-

riodo 2010-2040 en las aportaciones naturales respecto al clima estándar (1961-2000), reducción que se espera que aumente al 17% en el periodo 2040-2070. La reducción debida al cambio climático de los caudales circulantes en el eje central del río Segura se espera que se sitúe en torno al 12-14% en el periodo 2010-2040 (FNCA 2018). A ello hay que añadir que las demandas del regadío aumentarán por el incremento de las temperaturas, todo lo cual agravará las presiones, ya insostenibles, sobre los ecosistemas del agua. Es imprescindible, por tanto, una visión sustancialmente diferente de la actual del papel del agua en la cuenca del Segura y en general en las zonas áridas y semiáridas.

La tendencia –ya evidente– a la reducción del agua disponible, en parte atribuible al cambio climático, ha alentado algunas falsas soluciones, como la que identifica al regadío como un medio para frenar la desertificación, idea que se basa en la errónea percepción y confusiones entre aridez, erosión, desertificación y el papel que el regadío juega en todo ello, cuestión ya discutida en los apartados anteriores. Otra de las falsas soluciones que suele defenderse es la que considera la modernización de regadíos como una medida eficaz para ahorrar agua y por tanto para adaptarse al cambio climático. Frente a ello hay que señalar que, en primer lugar, el riego modernizado reduce sustancialmente los retornos de riego a ríos y acuíferos (Lecina et al. 2009; Sampedro-Sánchez 2018), que dejan de estar disponibles para funciones ambientales en tales ecosistemas, así como para otros usuarios aguas abajo, para los que la reducción de retornos se traduce en una reducción de los recursos disponibles. Además, los proyectos de modernización suelen ir acompañados de la intensificación de los cultivos, lo que supone mayor productividad pero también un mayor consumo hídrico. Finalmente el posible ahorro de agua con frecuencia se utiliza para ampliar la superficie regada (Corominas y Cuevas 2017). Todo ello conduce a que el consumo total de agua, en lugar de disminuir, suele aumentar tras la modernización de regadíos, como ha sido ampliamente demostrado tanto en España (Lecina et al. 2010; Rodríguez-Díaz 2011; González-Cebollada 2018) como a nivel internacional (Perry et al. 2017; Grafton et al. 2018). En definitiva, el uso eficiente del agua no garantiza un menor consumo de agua, en un ejemplo más de la conocida paradoja de Jevons. De hecho, muchos casos de desertificación en zonas áridas y semiáridas incluyen entre sus factores impulsores un regadío que es muy eficiente, como se ha mostrado en el arco litoral de Mazarrón y Águilas, descrito en apartados anteriores o en la cuenca de Tabernas-Sorbas (Martínez-Valderrama et al. 2020a).

Como señalan las conclusiones del XI Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua (FNCA 2020), existe un amplio consenso científico acerca de que el cambio climático y la expansión e intensificación del regadío configuran una situación preocupante por la reducción de los recursos hídricos y el aumento de las demandas, particularmente en ámbitos mediterráneos. Para afrontar dicha realidad es necesaria una transición hídrica justa que, entre otras medidas, reduzca las demandas de los distintos usos, con especial atención al regadío por su mayor peso en las mismas. Esta reducción de las demandas agrarias, particularmente urgente en zonas áridas y semiáridas, no puede lograrse exclusivamente por la vía de la eficiencia por las razones ya comentadas, de forma que, para una reducción real de los consumos, es necesario reducir también la superficie total de regadío en las zonas donde se ha incrementado por encima de lo sostenible.

Los ejes para una transición hídrica en áreas de expansión de los regadíos intensivos serían los siguientes (Martínez Fernández 2020):

- La diversificación del sistema socioeconómico, con el fin de reducir su dependencia de actividades intensivas en recursos hídricos. Esta diversificación cabe plantearla a diferentes escalas: entre el sector agrario respecto al resto de sectores y, dentro del sector agrario, entre las producciones de regadío y las de secano, convenientemente apoyadas con actividades de I+D.

- La reducción de la superficie total de regadíos intensivos. Dicha reducción podría plantearse de forma progresiva y teniendo en cuenta distintos criterios jurídicos, ambientales y sociales.
- La desintensificación de una parte de los regadíos intensivos. Una vez redimensionada la superficie total de regadío, debería valorarse la posibilidad de desintensificar una parte a través de cambios de cultivos y modos de aprovechamiento, primando la calidad sobre la cantidad.
- La reconversión ambiental de los regadíos intensivos que se consideren sostenibles en cada territorio. Para ello deberían aplicarse medidas que contribuyan a reducir su huella ambiental, incluyendo su huella hídrica, sus impactos en áreas de interés natural y sobre el paisaje, los flujos de residuos, especialmente de plásticos agrícolas y la contaminación por fertilizantes y plaguicidas.

La transición hídrica planteada constituye una condición imprescindible para mejorar el buen estado de los ecosistemas asociados al agua, mejorar los caudales ecológicos, recuperar manantiales, frenar la pérdida de biodiversidad acuática, mejorar la integridad ecológica de los paisajes áridos y semiáridos y adaptar los sistemas socioecológicos a las nuevas condiciones que el cambio climático está imponiendo.

## Contribución de los autores

Julia Martínez Fernández: Conceptualización, Redacción-borrador original, Redacción-revisión y edición. Miguel Angel Esteve Selma: Conceptualización, Redacción-revisión y edición. Paula Zuluaga Guerra: Visualización, Redacción-revisión y edición.

## Agradecimientos

Este trabajo ha contado con el soporte parcial, que agradecemos, del proyecto europeo Newave (Next Water Governance), el cual está financiado por el programa de la Unión Europea de investigación e innovación Horizon 2020, bajo el acuerdo de subvención Marie Skłodowska-Curie n.º 861509.

## Referencias

- Bird, J., Wallace, P. 2001. Dams and development – An insight to the report of the World Commission on Dams. *Irrigation and Drainage* 50: 53-64.
- Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J.A.A., Baartman, J., Ballabio, C., et al. 2021. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Science of the Total Environment* 780 :146494.
- Caballero, J.M., Calvo, J.P., Esteve, M.A., Nicolás, E., Robledano, F. 1996. Saladares del Guadalentín, Spain. *Management of Mediterranean Wetlands* 2:109-127.
- CEDEX 2017. *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España*. Centro de Estudios Hidrográficos, Madrid, España.
- Cerdà, A. 2001. *Erosión hídrica del suelo en el territorio valenciano. El estado de la cuestión a través de la revisión bibliográfica*. Geofoma Ediciones. Logroño, España.
- Cerdà, A., Ackermann, O. Terol, E., Rodrigo-Comino, J. 2019. Impact of Farmland Abandonment on Water Resources and Soil Conservation in Citrus Plantations in Eastern Spain. *Water* 11. 824, doi:10.3390/w11040824.
- CES 1996. *Recursos hídricos y su importancia en el desarrollo de la Región de Murcia*. Consejo Económico y Social de la Región de Murcia. Murcia, España.
- Chaparral, J., Esteve, M.A. 1995. Evolución geomorfológica de laderas repobladas mediante aterrazamientos en ambientes semiáridos (Murcia, SE de España). *Cuaternalario y Geomorfología* 9: 39–49.
- CHS 2015. *Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015-2021*. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia, España.
- CHS 2020. *Esquema Provisional de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Segura*. Tercer ciclo de planificación hidrológica. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia, España.
- Corominas, J. 1999. Los regadíos de Andalucía después de la sequía y ante la Agenda del 2000. En P. Arrojo y F.J. Martínez Gil (coords.), *El agua a debate desde la Universidad. Hacia una nueva cultura del agua*. Institución Fernando el Católico. Diputación de Zaragoza. Zaragoza, España.
- Corominas, J., Cuevas Navas, R. 2017. Análisis crítico de la modernización de regadíos. Pensando el futuro ¿cómo será el nuevo paradigma? En: Berbel, J., Gutiérrez-Marín, C. (eds.), *Efectos de la modernización de regadíos en España*, pp. 273-307. Cajamar-Caja Rural, Almería, España.
- Dahlberg, A.C. 2000. Interpretations of environmental change and diversity: a critical approach to indications of degradation—the case of Kalakamate, Northeast Botswana. *Land Degradation and Development* 11: 549–562.
- De Vit, A.M.W., Brouwer, L.C. 1998. The effect of afforestation as a restoration measure in a degraded area in a Mediterranean environment near Lorca (Spain). En Usó, J.L., Brebbia, C.A., Power, H. (eds.), *Ecosystems and Sustainable Development. Advances in Ecological Sciences* 1: 165–170.
- Enne, G., D'Angelo, M., Zanolla, C.H. (eds.). 1998. Indicators for Assessing Desertification in the Mediterranean. En: *Proceedings of the International Seminar, Porto Torres, Italy, September 1998*. Ministerio dell' Ambiente, ANPA. Porto Torres, Italia.
- Enne, G., Zanolla, C.H., Peter, D. (eds.). 2000. Desertification in Europe: Mitigation strategies, land-use planning. En: *Proceedings of the advanced study course, Sardinia, 1999*. Directorate-General for Research. European Commission. Bruselas, Bélgica.
- Espinosa, M.I., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L. 2001. Comparative study of water physico-chemical quality of the rivers and streams of the Segura basin (SE of Spain). En: *Symposium for European Freshwater Sciences, 8-12 Julio 2001*. SEFS-2. University Paul Sabatier, Toulouse, Francia.
- Esteve, M.A., Calvo, J.F. 2000. Conservación de la naturaleza y biodiversidad en la Región de Murcia. En: Calvo, J.F., Esteve, M.A., López Bermúdez, F. (coords.), *Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia*. Instituto del Agua y Medio Ambiente. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia. Murcia, España.
- Esteve, M.A., Ferrer, D., Ramírez Díaz, L., Calvo, J.F., Suárez Alonso, M.L., Vidal-Abarca, M.R. 1990. Restauración de la vegetación en ecosistemas áridos y semiáridos: algunas reflexiones ecológicas. *Ecología, Fuera de Serie* 1: 497–510.
- Esteve, M.A., Caballero, J.M., Giménez, A., Aledo, E., Baraza, F., Guirao J., Robledano, F., Torres, A. 1995. Los paisajes del agua en la región de Murcia. Caracterización ambiental y perspectivas de gestión de los humedales. En: *Agua y futuro en la Región de Murcia*, pp. 301-341. Asamble Regional de Murcia. Murcia, España.
- Esteve, M.A., Robledano, F., Anadón, J.D., Giménez, A. 2006. Los Ecosistemas de la Región de Murcia: componentes, estructura y dinámica. En: Conesa, C. (ed.), *El Medio Físico de la Región de Murcia*. pp. 245-278. Servicio de Publicaciones Universidad de Murcia. Murcia, España.
- FNCA 2018. *Análisis de los cambios derivados del cambio climático y valoración de las metodologías de establecimiento de caudales ecológicos. Proyecto Q-Clima*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Zaragoza, España. Accesible en: <https://fnca.eu/biblioteca-del-agua/directorio/file/2841?search=1>
- FNCA 2020. *Conclusiones del XI Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua*. 3-9 septiembre 2020. Congreso online. Fundación Nueva Cultura del Agua. Zaragoza, España. Accesible en: <https://fnca.eu/biblioteca-del-agua/directorio/file/2913?search=1>
- García Aróstegui, J.L., Senent Alonso, M., Martínez Vicente, D., Aragón Rueda, R., Rodríguez Estrella, T., Solís García-Borbón, L., et al. 2014. La sobreexplotación de acuíferos. En: Senent Alonso, M., García Aróstegui, J.L. (coords.), *Sobreexplotación de acuíferos en la cuenca del Segura. Evaluación y perspectivas*, pp. 63-131. Instituto Euromediterráneo del Agua. Murcia, España.
- García Bautista, A., Martínez Fernández, J. 2016. Indicadores de sostenibilidad de las Demarcaciones hidrográficas españolas. En: *Sostenibilidad en España 2016. Informe basado en los indicadores de desarrollo sostenible de Naciones Unidas*. pp. 232-255. Observatorio de la Sostenibilidad. Alcalá de Henares, España.
- García-Marín, R., Espejo-Marín C., Giménez-García, R., Ruiz-Álvarez, V. 2020. Transformations in the Agricultural and Scenic Landscapes in the Northwest of the Region of Murcia (Spain): Moving towards Long Awaited (Un)Sustainability. *Land* 9: 314; doi:10.3390/land9090314.



- González-Cebollada, C. 2018. El mito de la modernización del regadío como instrumento para el ahorro de agua. En: *Proceedings of X Congreso Ibérico de Gestão e Planeamento da Água. Coimbra (Portugal), 6-8 Septiembre 2018*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Zaragoza, España.
- Grafton, R.Q., Williams, J., Perry, C.J., Molle, F., Ringler, C., Steduto, P., et al. 2018. The paradox of irrigation efficiency. *Science* 361(6404): 748-750.
- Halbac-Cotoara, R., Colantoni, A., Maria Mosconi, E., Poponi, S., Fortunati, S., Salvati, L., Gambella, F. 2020. From Historical Narratives to Circular Economy: De-Complexifying the "Desertification" Debate. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17: 5398.
- Ibor, C.S., Mollá, M.G., Reus, L.A. Genovés, J.C. 2011. Reaching the limits of water resources mobilization: Irrigation development in the Segura river basin, Spain. *Water Alternatives* 4(3): 259-278.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R. 2009. *Efecto de la modernización de regadíos sobre la cantidad y la calidad de las aguas: La cuenca del Ebro como caso de estudio*. Monografías INIA, 26. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid, España.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., Aragüés, R. 2010. Irrigation modernization in Spain: Effects on water quantity and quality. A conceptual approach. *International Journal of Water Resources Development* 26(2): 265-282.
- López Bermúdez, F., Sánchez Fuster, M.C. 2010. Manantiales de la Comarca del Noroeste de la Región de Murcia: un patrimonio natural amenazado. *Papeles de Geografía*: 51-52: 169-188.
- López Bermúdez, F., Quiñonero Rubio, J.M., García Marín, R., Martín de Valmaseda, E., Sánchez Fuster, C., et al. 2016. *Fuentes y manantiales de la cuenca del Segura*. Región de Murcia. Instituto Euromediterráneo del Agua. Murcia, España.
- López Gálvez, J., Naredo, J.M. 1996. *Sistemas de producción e incidencia ambiental del cultivo en suelo enarenado y en sustratos*. Fundación Argenteria. Visor, Madrid, España.
- Martínez Fernández, J. 2020. Los regadíos mediterráneos intensivos. Retos para su sostenibilidad en un contexto de cambio climático. En: La Roca F., Martínez J. (coords), *Retos de la planificación y gestión del agua en España. Informe 2020*. pp. 80-89. Observatorio de las Políticas del Agua (OPPA). Fundación Nueva Cultura del Agua. Zaragoza, España.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A. 1996. Desertificación: Razones para una crítica. *Cuadernos de Ecología*, 24, Dossier nº 2: 1-12.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A. 2000. Sequía estructural y algunas externalidades ambientales en los regadíos de la cuenca del Segura. *Ingeniería del agua* 7(2): 165-172.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A. 2002 (Coords). *Agua, regadío y Sostenibilidad en el Sudeste Ibérico*. Bakeaz-Fundación del Agua. Bilbao, España.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A. 2004a. Assessing the Sustainability of Mediterranean Intensive Agricultural Systems through the Combined Use of Dynamic System Models, Environmental Modelling and Geographical Information Systems. En: Quaddus, M., Siddique, A. (eds.), *A Handbook of Sustainable Development Planning: Studies in Modelling and Decision Support*. Edward Elgar Publishers. Cheltenham, Reino Unido.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A. 2004b. Dynamics of water scarcity on irrigated landscapes: Mazarron and Aguilas in Southeastern Spain. *System Dynamics Review* 20(2): 117-137.
- Martínez Fernández, J., Esteve Selma, M.A. 2005. A critical view of the desertification debate in Southeastern Spain. *Land Degradation and Development* 16: 529-539.
- Martínez Fernández, J., Fitz, C., Esteve Selma, M.A., Guaita, N., Martínez-López, J. 2013. Modelización del efecto de los cambios de uso del suelo sobre los flujos de nutrientes en cuencas agrícolas costeras: el caso del Mar Menor (Sudeste de España). *Ecosistemas* 22(3): 84-94. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.12>
- Martínez-Fernández, J., Esteve-Selma, M.A. 2020. El colapso ecológico de la laguna del Mar Menor. En La Roca, F., Martínez Fernández, J. (coords.), *Retos de la planificación y gestión del agua en España. Informe 2019*. pp. 61-75. Observatorio de las Políticas del Agua (OPPA). Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza, España.
- Martínez-Valderrama, J., Guirado, E., Maestre, F.T. 2020a. Unraveling Misunderstandings about Desertification: The Paradoxical Case of the Tabernas-Sorbas Basin in Southeast Spain. *Land* 9: 269.
- Martínez-Valderrama, J., Guirado, E., Maestre, F.T. 2020b. Desertifying deserts. *Nature Sustainability* 3: 572-575.
- Mota, J.F., Peñas, J., Castro, H., Cabello, J., Guirado, J.S. 1996. Agricultural development vs biodiversity conservation: The Mediterranean semiarid vegetation in El Ejido (Almería, Southeastern Spain). *Biodiversity and Conservation* 5: 1597-1617.
- Pérez, I., Janssen, M.A., Tenza, A., Giménez, A., Pedreño, A., Giménez, M. 2011. Resource intruders and robustness of social-ecological systems: an irrigation system of Southeast Spain, a case study. *International Journal of the Commons*, 5(2): 410-432.
- Perry, C., Steduto, P., Karajeh, F. 2017. *Does Improved irrigation technology save water? A review of the evidence*. FAO. Roma, Italia.
- Prince, S.D., Podwojewski, P. 2019. Desertification: Inappropriate images lead to inappropriate actions. *Land Degradation and Development* 31: 677-682.
- Puigdefábregas, J. 1995. Desertification: Stress beyond resilience, exploring a unifying process structure. *Ambio* 24(5): 311-313.
- Puigdefábregas, J., Sole, A., Gutiérrez, L., del Barrio, G., Boer, M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: Results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth-Science Reviews* 48: 39-70.
- Rodríguez-Díaz, J.A., Pérez-Urrestarazu, L., Camacho-Poyato, E., Montesinos, P. 2011. The paradox of irrigation scheme modernization: More efficient water use linked to higher energy demand. *Spanish Journal of Agricultural Research* 9(4): 1000-1008.
- Romero-Díaz, M.A. 2002. *La erosión en la Región de Murcia*. Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones, Murcia, España.
- Ruiz Fernández, J.M., León, V.M., Marín Guirao, L., Giménez Casaldueiro, F., Álvarez Rogel, J., Esteve Selma, M.A., et al. 2020. Informe de síntesis sobre el estado actual del Mar Menor y sus causas en relación a los contenidos de nutrientes. *Boletín Contencioso Administrativo* 2(3). Juezas y Jueces para la Democracia.
- Sampedro-Sánchez, D. 2018. Modernización del regadío y sequía en la cuenca del Guadalquivir. *Proceedings of X Congreso Ibérico de Gestión e Planeamento da Água. Coimbra (Portugal), 6-8 Septiembre 2018*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Zaragoza, España.
- Senent Alonso, M., Aragón Rueda, R. 1995. Recursos hídricos subterráneos: gestión actual y situación futura. En *Agua y Futuro en la Región de Murcia*. pp. 105-127. Asamblea Regional. Murcia, España.
- Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Calvo, J.F., Palazón, J.A., Esteve, M.A., Gómez R., et al. 1996. Zone Humide d'Ajauque-Rambla Salada, Espagne. *Management of Mediterranean Wetlands* 3: 39-55.
- Thomas, D., Middleton, N. 1994. *Desertification: Exploding the Myth*. Wiley. Chichester, Reino Unido.
- UNCCD 1994. *United Nations Convention to Combat Desertification. Interim Secretariat for the Convention to Combat Desertification*. Geneva Executive Center, Ginebra, Suiza.
- Warren, A. 2002. Land degradation is contextual. *Land Degradation and Development* 13: 449-459.