



Espartales en las cercanías del embalse de Negratín, Granada. Fuente: Jordi Cortina Segarra.

# La restauración ecológica de espartales en el sureste

**Jordi Cortina Segarra**

*Departamento de Ecología e IMEM,  
Universidad de Alicante*

**Jaume Tormo Blanes**

*Área de Ecología, Departamento de  
Ciencias Agrarias y Ambientales.  
Instituto de Investigación en Ciencias  
Ambientales (IUCA). Univ. de Zaragoza*

**Mchich Derak**

*Direction Régionale des Eaux et  
Forêts et de la Lutte Contre la  
Désertification du Rif, Tétouan  
(Marruecos)*

## Resumen

Los espartales cubren una amplia extensión del oeste de la cuenca mediterránea y del sureste de la península ibérica, resultado de un largo proceso de interacción con las poblaciones humanas. En España, desde el masivo abandono de los cultivos de esparto, a mediados del siglo XX, los espartales han entrado en una nueva dinámica, recuperando algunas especies clave, a través de procesos naturales o mediante plantación. Actualmente, esta dinámica se ve afectada intensamente por el cambio climático. Además, con el abandono de la explotación de fibra de esparto y el pastoreo, la sociedad

## Abstract

*Alfa grass steppes cover large extents of the western Mediterranean basin and the Iberian southeast. Their distribution reflects a long-lasting interaction with humans, who used alfa fibers extensively. In Spain, the ecological integrity of alfa steppes is slowly recovering since the massive abandonment of alfa crops in the mid-20th century. Key species are increasingly present in abandoned steppes as a result of natural and assisted colonization. Recovery is strongly affected by climate change. In parallel to steppe abandonment, society has increasingly demanded other ecosystem services*

ha incrementado la demanda de otros servicios, como el control hidrológico, la fijación de carbono, y el valor paisajístico, además de una mayor protección de la biodiversidad. En este capítulo, se repasan los rasgos morfofuncionales del esparto, y se describen algunas interacciones ecológicas de estas comunidades y de qué forma condicionan el funcionamiento de estos ecosistemas. Finalmente, se discute el futuro de estas comunidades tan ricas ecológica y culturalmente, prestando especial atención a los beneficios de restaurar espartales degradados y a la necesidad de una adecuada planificación de los programas de restauración.

#### Palabras clave

desertificación, restauración ecológica, ecología de zonas áridas, gestión participativa.

*from alfa steppes, particularly hydrological control, carbon sequestration, and landscape value, in addition to greater protection of their biodiversity. In this chapter, we review the morphofunctional traits of alfa grass, describe ecological interactions in alfa steppes, and relate them to ecosystem functioning. Finally, we discuss the future of these ecologically and culturally rich communities, the benefits of restoring degraded alfa steppes and the need for proper planning of restoration programs.*

#### Keywords

desertification, ecological restoration, dryland ecology, participatory restoration.

## I. Una especie austera

### 1. Un diseño adecuado para resistir la aridez

El esparto es una gramínea perenne, que forma macollas de hasta 1 m de altura, inicialmente circulares y progresivamente anulares por mortalidad de las partes centrales (Sánchez y Puigdefábregas 1994). En laderas, por influencia de la propia dinámica de distribución de escorrentía y sedimentos y por el uso humano, con frecuencia forma bandas perpendiculares a la máxima pendiente (Puigdefábregas et al., 1999). Sus raíces suelen ser superficiales (la mayoría en los primeros 50 cm de suelo), con micorrizas de tipo vesículo-arbusculares (Puigdefábregas et al., 1999; Azcón-Aguilar et al., 2003). Puede rebrotar

tras la quema o la siega (**Fig. 1**), y reproducirse vegetativamente (Martínez-Sánchez et al., 1997). Las hojas son duras y filiformes, de 1-4 mm de diámetro y 30-120 cm de longitud, y crecen mayormente en primavera y otoño, deteniéndose cuando el potencial hídrico se sitúa por debajo de -3.0 MPa (Haase et al., 1999). Se mantienen abiertas cuando están verdes, y cerradas sobre sí mismas cuando falta la humedad. Sus estomas están concentrados en el fondo de canales dispuestos a lo largo del anverso protegido de la hoja, que son visibles a simple vista. Esta morfología, unida a la presencia de una cutícula gruesa, abundantes ceras y tomentosidad, permite a esta especie evitar la deshidratación durante el verano. También es capaz de reducir la concentración de clorofila, por lo que las hojas vivas muestran un color pajizo durante la estación seca, recuperando su verdor tras las primeras lluvias, que el esparto aprovecha eficazmente



**Fig. 1.** Espartal con excesiva presión de pastoreo en las cercanías de Bou Hedma (Túnez) con colonización de especies poco palatables y espinosas.

En el detalle se observa el aspecto 'quemado' de la mata, apenas capaz de rebrotar tras la erosión de la superficie del suelo.

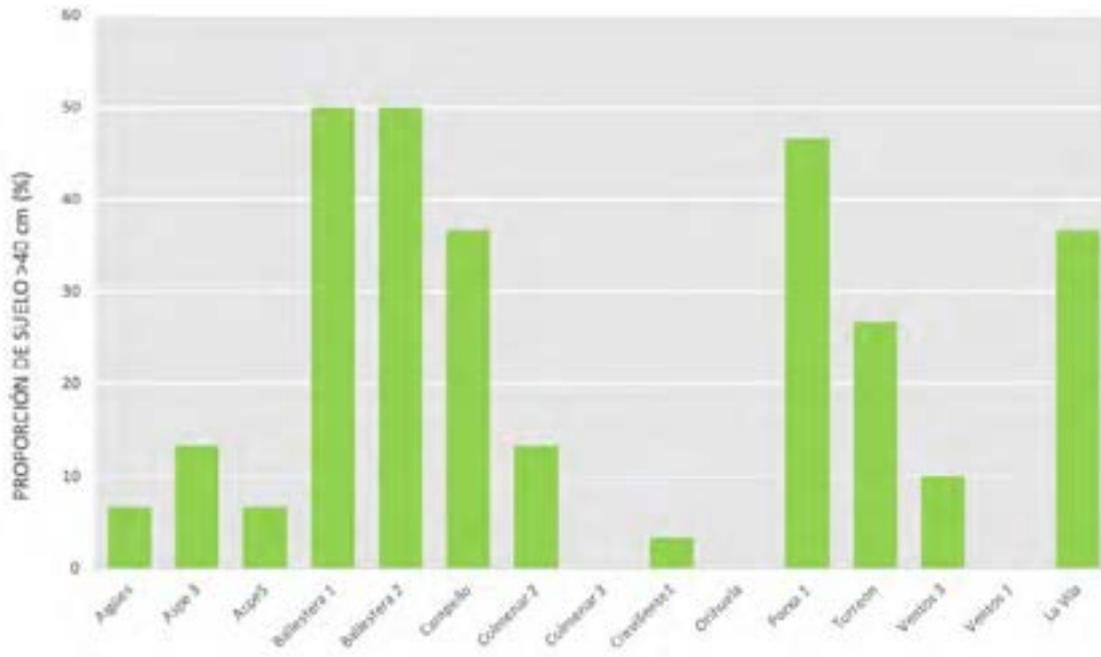
Fuente: Jordi Cortina Segarra.

(Pugnaire et al., 1996). Estas adaptaciones hacen que esta especie tenga una eficiencia en el uso del agua elevada, y por ello, sea una especie bien adaptada a medios semiáridos y suelos esqueléticos, con escasa capacidad de acumular humedad (Haase et al., 1999; Cortina et al., 2010; Ladrón de Guevara et al., 2015).

## 2. Jugando otra baza. La reproducción sexual

Las matas de esparto generan un número elevado de espigas, en función de su tamaño, que florecen y dispersan su polen entre abril y mayo-junio (Romero-Morte et al., 2020). La producción de espigas y semillas muestra una elevada variación interanual, que se ha atribuido a vecería, aunque esta cuestión está discutida (Haase et al., 1995; Schöning et al., 2004). La producción de semillas viables puede ser muy elevada (Haase et al., 1995), aunque pueden ser intensamente depredadas por diversas especies de hormigas, como *Messor barbarus*, *M. timidus* y *M. bouvieri* (Schöning et al., 2004), algunas aves, como el camachuelo trompetero, *Bucanetes githagineus* y el ganado, que devora la espiga completa. Curiosamente, la tasa de depredación por hormigas se reduce sensiblemente por la presencia de la arista, el largo apéndice en forma de espiral que culmina las semillas (Schöning et al., 2004). La depredación se reduce sustancialmente cuando la semilla se entierra y pierde la arista, ya que se hace indetectable para estos insectos. Esta arista provoca movimientos giratorios de la semilla cuando sufre ciclos de humectación-deseccación, facilitando su penetración en el suelo. Se ha calculado que son necesarios de 6 a 14 ciclos para que la semilla penetre (Schöning et al., 2004).

Las semillas son efímeras. En condiciones de almacenamiento su germinabilidad disminuye sustancialmente a los 2 años, y es difícil encontrar semillas viables en el suelo un año después de la dispersión (Gasque y García Fayos, 2003). Pese al elevado número de



**Figura 2.** Proporción de puntos en los que la profundidad del suelo es superior a 40 cm en espartales de la provincia de Alicante.

El promedio no supera el 20%. Descontando los escasos puntos en los que la profundidad es superior a 50 cm, la profundidad media del suelo es de 18 cm. El 16% de la superficie corresponde a afloramientos rocosos.

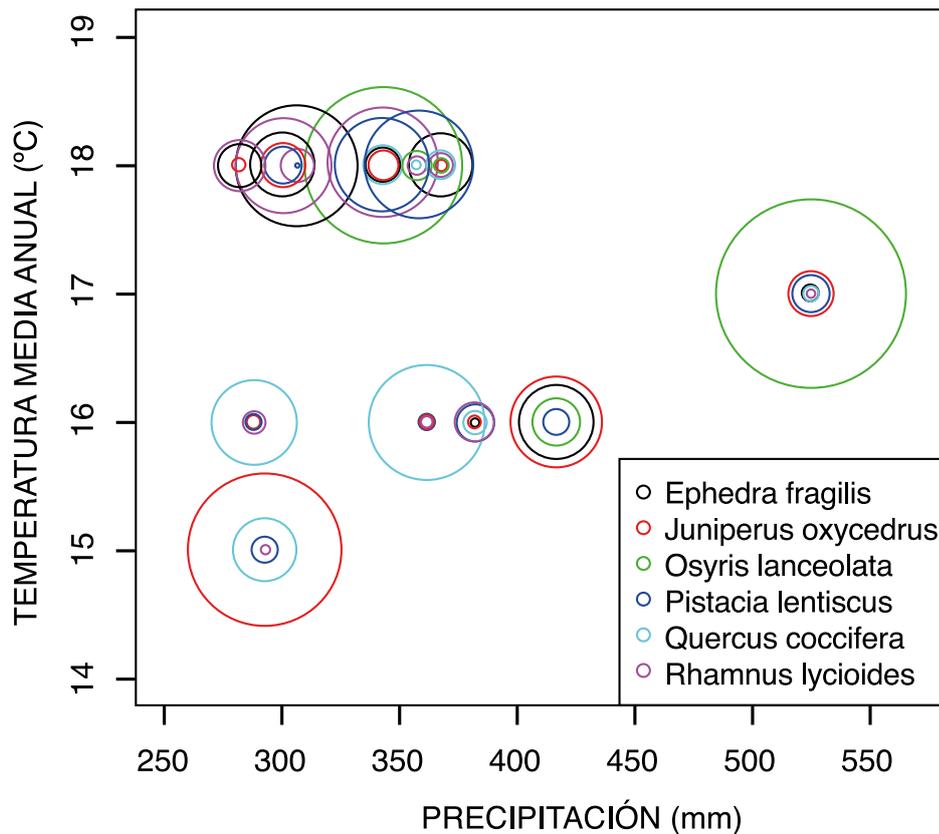
Fuente: a partir de Amat (2014).

semillas viables producidas, pocas llegan a germinar y establecerse, de ahí la importancia de la reproducción vegetativa (Gasque y García-Fayos, 2003; Schöning et al., 2004). Esto podría explicar la baja diversidad genética intrapoblacional, además de otros factores ecológicos y de gestión antrópica (Boussaid et al., 2010).

La germinación de semillas de esparto está limitada por la sequía (potenciales inferiores a  $-0.5$  MPa) y muestra un óptimo hacia los  $20^{\circ}\text{C}$  de temperatura, disminuyendo abruptamente a temperaturas superiores (Krichen et al., 2017). Las semillas están adaptadas a germinar rápidamente en los escasos periodos frescos y húmedos que se dan en el SE de la península ibérica. Una vez enterradas, germinan a una profundidad de 1-2 cm, pero apenas lo hacen si alcanzan los 5 cm o cuando la superficie del suelo está cubierta por hojarasca de pino (Krichen et al., 2017; Navarro et al., 2009). Tanto la emergencia de radículas como de hojas se inhibe bajo condiciones de sequía relativamente suave ( $-0.8$  MPa).

### 3. El mejor suelo y clima

El esparto se distribuye entre las isohietas 100 y 400mm, aproximadamente (Le Houérou, 1995; Cortina et al., 2009). Es muy tolerante a elevadas temperaturas y a variaciones de ésta, siendo poco sensible a las heladas. Esto hace que ocupe hábitats costeros y de interior, y pueda alcanzar altitudes cercanas y superiores a los 2000 m. Tiene pocos requerimientos en cuanto a propiedades del suelo, por lo que con frecuencia soporta substratos muy pedregosos y esqueléticos (Fig. 2). También puede ser dominante sobre suelos más profundos, aunque en buena parte de su área de distribución ha sido excluido de estos medios por la presencia de especies más competitivas, como árboles o grandes arbustos, y por competencia con otros usos del suelo, especialmente el agrícola. Esto, unido al uso histórico de muchos espartales para producir fibra vegetal y forraje, ha supuesto una alteración sustancial de su distribución a escala regional y local. Soporta bien los suelos carbonatados y la presencia de



**Figura 3.** Abundancia de especies formadoras de parches en 15 pequeñas cuencas dominadas por espartales, en función de la temperatura y la humedad de la cuenca.

Cada conjunto de círculos concéntricos, centrados en una coordenada, representa una cuenca. El diámetro de los círculos es proporcional a la frecuencia de parches dominado por cada especie. Los datos corresponden a un total de 450 parches.

Fuente: a partir de Amat (2014).

pequeñas cantidades de yeso. Sin embargo, es sensible a las texturas excesivamente finas y a la salinidad, siendo sustituido, con frecuencia, por albardín (*Lygeum spartium*), como especie dominante (Ghiloufi et al., 2015).

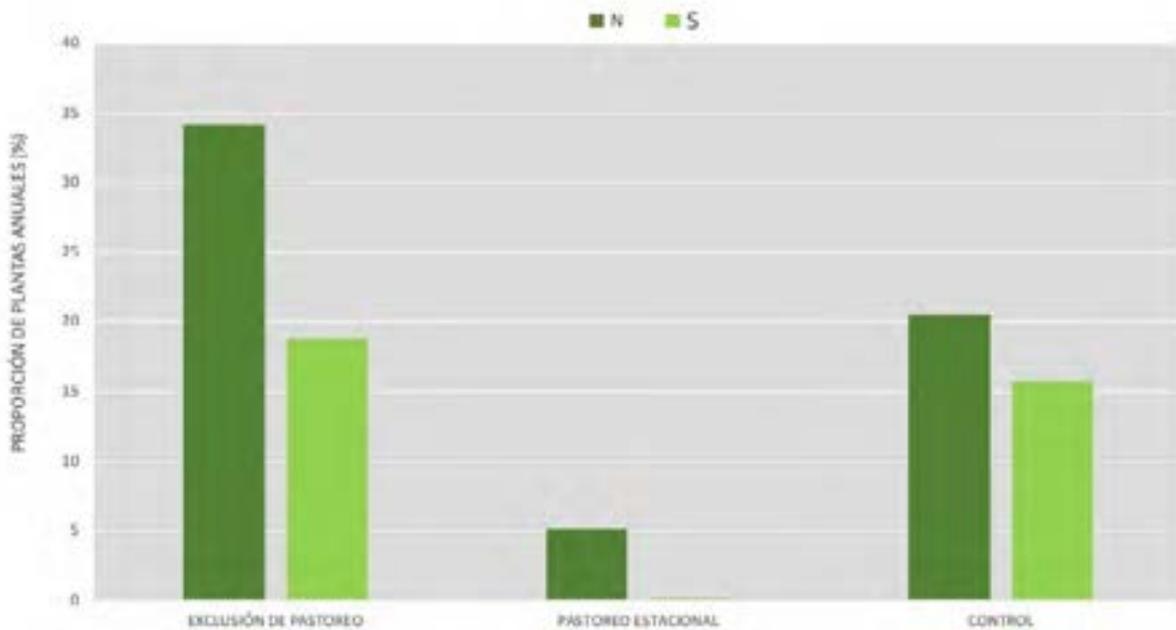
Otras especies características del espartal responden de manera diferente a las condiciones edafoclimáticas, razón por la cual la composición de esta comunidad se ve modificada a lo largo de gradientes de humedad, temperatura y propiedades del suelo (**Fig. 3; Tabla 1**). Estos gradientes se pueden dar a gran escala (espartales de interior vs. costeros), o a muy pequeña escala (a partir de pequeñas heterogeneidades en la profundidad del suelo o la pedregosidad, o variaciones en la orientación). Por desgracia, aún no comprendemos bien estas variaciones y sus implicaciones. En parte, este desconocimiento refleja la elevada sensibilidad de ciertas especies a sutiles heterogeneidades del microclima o las condiciones edáficas. Pero también se debe a que la distribución actual de las especies es muy

dependiente de la historia de uso, que en muchos casos es específica de cada zona y conocemos de manera muy fragmentaria. No hay que olvidar que la composición florística actual puede reflejar perturbaciones acaecidas hace miles de años (Ye et al., 2019). Así, no es infrecuente constatar variaciones abruptas en la abundancia de especies significativas en espacios relativamente reducidos, variaciones cuyo origen no siempre nos resulta evidente.

## II. Una comunidad diversa y compleja

### 1. Una fraternidad barroca

Tal como se ha comentado anteriormente, los espartales pueden mostrar niveles elevados de biodiversidad (**Tabla 1**). Se trata, ma-



**Figura 4.** Proporción de especies anuales en espartales de las montañas de Matmata, sur de Túnez. Se trata de espartales de montaña, con orientación norte (N) y sur (S), una precipitación media de 150 mm, y sometidos a diferentes regímenes de pastoreo. Fuente: modificado a partir de Msadek et al. (2021).

yoritariamente de especies perennes, lo que es frecuente en el extremo más húmedo de las zonas áridas (Armesto et al., 1993, Aidoud et al., 2011; **(Fig. 4)**). En la vegetación que acompaña al esparto, predominan las plantas leñosas de escaso porte, como caméfitos, hemiptófitos y geófitos (Cruz et al., 2010).

Una consecuencia del elevado déficit hídrico al que están sometidos los espartales, resultado de las bajas precipitaciones y elevada demanda evaporativa, es una distribución espacial heterogénea de la cubierta vegetal (**Fig. 5**). Las plantas vasculares dejan espacios vacíos entre ellas, que con frecuencia están ocupados por afloramientos rocosos, gravas o costras biológicas. Esta heterogeneidad es frecuente en sistemas áridos de todo el mundo, que por ello reciben diferentes denominaciones (como ‘tigerbush’, ‘brousses tigrées’ o ‘fairy rings’, Maestre y Cortina, 2002), según la cultura local. La discontinuidad en la cubierta vegetal provoca modificaciones de las condiciones ecológicas y de las funciones eco-

sistémicas, que pueden contribuir a amplificarlas. Así, el nivel de insolación, el impacto del viento, la exposición al golpeteo de las gotas de lluvia, o la infiltración pueden ser muy diferentes donde hay cubierta vegetal y donde no la hay. Esto provoca cambios en el microclima o en la distribución de recursos (agua, luz, sedimentos y nutrientes), incluidos cambios en la profundidad y la textura del suelo (Puigdefábregas et al., 1999; Maestre y Cortina, 2003). Además, la fauna y la vegetación aprovechan los recursos de forma diferente en unas zonas y otras, alterando estos patrones espaciales. Finalmente, plantas y animales alteran ambas zonas de forma diferente, mediante el aporte de hojarasca y raíces finas muertas, la creación de galerías por raíces y fauna, el ramoneo de la hojarasca, etc. (Maestre y Cortina, 2002; Tormo et al., 2020a). El resultado de estos procesos es un abigarrado mosaico formado por diferentes microhábitats, lo cual favorece los altos niveles de diversidad mencionados previamente.

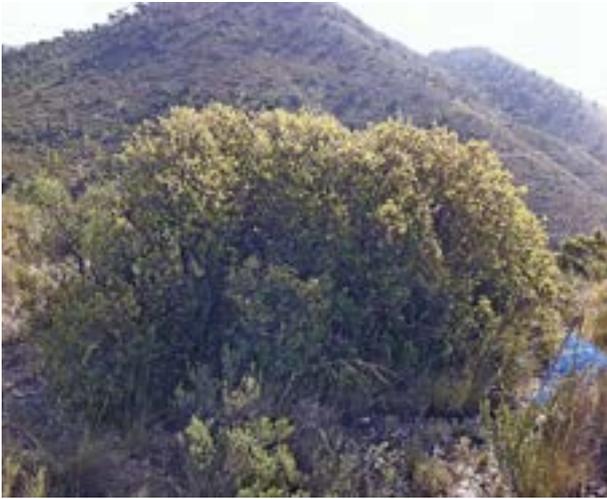


**Figura 5.** Como otras comunidades de zonas áridas, la vegetación de los espartales deja espacios abiertos, con lo que contribuye a aumentar la diversidad de hábitats, como en estos espartales cercanos al embalse de Negratín, en Granada. Los espacios abiertos entre matas de esparto pueden estar colonizados por costras biológicas, o mostrar los espectaculares resultados de la actividad de lombrices de tierra. *Fuente: Jordi Cortina Segarra.*

Cuando las condiciones son favorables, como consecuencia de los procesos descritos anteriormente, las matas de esparto generan espacios adecuados para la germinación y el enraizamiento de otras plantas. Este proceso puede llegar a compensar la competencia que se produce entre especies vegetales vecinas por el uso de los mismos recursos (especialmente agua), aumentando la probabilidad de establecimiento a la vera de los espartos, en un proceso denominado *facilitación*. La intensidad de ésta depende de la estrategia de la especie o especies que interactúan con el esparto y de la intensidad del estrés, contribuyendo a generar mayor heterogeneidad espacial.

Con frecuencia, los espacios libres de plantas vasculares, allá donde se puede ver la superficie del suelo sin necesidad de apartar la vegetación, se cubren de una pátina verdosa, parda o grisácea. Se trata de un conglomerado

abigarrado de cianobacterias, algas verdes, líquenes y musgos, que forman comunidades denominadas *costras biológicas* o *biocostras*. Su presencia denota unas condiciones ecológicas especiales (por ejemplo, muchas biocostras son sensibles al pisoteo o a la sombra excesiva). En espartales, estas biocostras no generan productos comercializables, por lo que han pasado desapercibidas para la cultura popular, que carece de nombres específicos para denominarlas. Sin embargo, pueden jugar un papel significativo en la protección del suelo, la hidrología, el ciclo de carbono y nutrientes, y la germinación de semillas, por lo que los científicos están prestando una atención creciente a estas micro-comunidades integradas en el espartal (Cortina et al., 2010; Mendoza et al., 2014).



**Figura 6.** Espartal con ejemplares de pino carrasco y parches de arbustos rebrotadores dominados por coscoja. Ambos se distribuyen predominantemente en bancales abandonados, fondos de valle y afloramientos rocosos. Las imágenes inferiores corresponden a parches de coscoja y lentisco.¹

Fuente: Jordi Cortina Segarra.

## 2. Un nivel más de heterogeneidad

Al contraste entre suelo cubierto por plantas vasculares y suelo libre de éstas, se añade un segundo nivel de heterogeneidad espacial. Algunas especies de arbustos rebrotadores de gran porte, como el lentisco, el espino negro o la coscoja, se disponen de forma dispersa en esta matriz, aprovechando espacios favorables, como pequeñas vaguadas o zonas con cierta acumulación de suelo (**Fig. 6**). Por esta razón, los espartales se han considerado tradicionalmente una estepa arbolada (Le Houérou, 1995). Es importante destacar que la densidad de parches es relativamente baja, no pasando en la mayoría de casos, de algunas decenas o pocos centenares por hectárea (ver más abajo). La distribución de estas especies depende de factores edafoclimáticos a escala regional, pero también de pequeñas variaciones en el microclima o las propiedades del suelo, y en el uso previo de los espartales. La eliminación de estas especies, por posible competencia con el esparto o por recogida de leñas, ha supuesto un empobrecimiento biológico histórico de los espartales.

Los grandes arbustos rebrotadores formadores de parches, son capaces de generar nuevos microhábitats, espacios sombreados en los que medran otros arbustos de porte parecido, pequeños arbustos y plantas herbáceas, y hasta especies que raramente se ven fuera de estos ambientes (**Tabla 1**). A partir de la colonización de individuos pioneros, con frecuencia asistida por fauna que dispersa sus semillas, se forman parches de mayores dimensiones, a modo de pequeñas islas en el mar de esparto. La presencia de estos parches es importante desde el punto de vista funcional (su presencia se asocia a un incremento de la fertilidad del suelo), y desde la perspectiva de la comunidad vegetal, que se hace más diversa (Maestre y Cortina, 2005; Amat et al., 2015; Tormo et al., 2020b). Estos parches no suelen formarse bajo pino carrasco, una de las pocas especies arbóreas que encontramos frecuentemente en los espartales, aunque el pino pueda favorecer



la colonización de algunas especies de arbustos (Maestre y Cortina, 2004).

### 3. La fauna contribuye a crear el mosaico

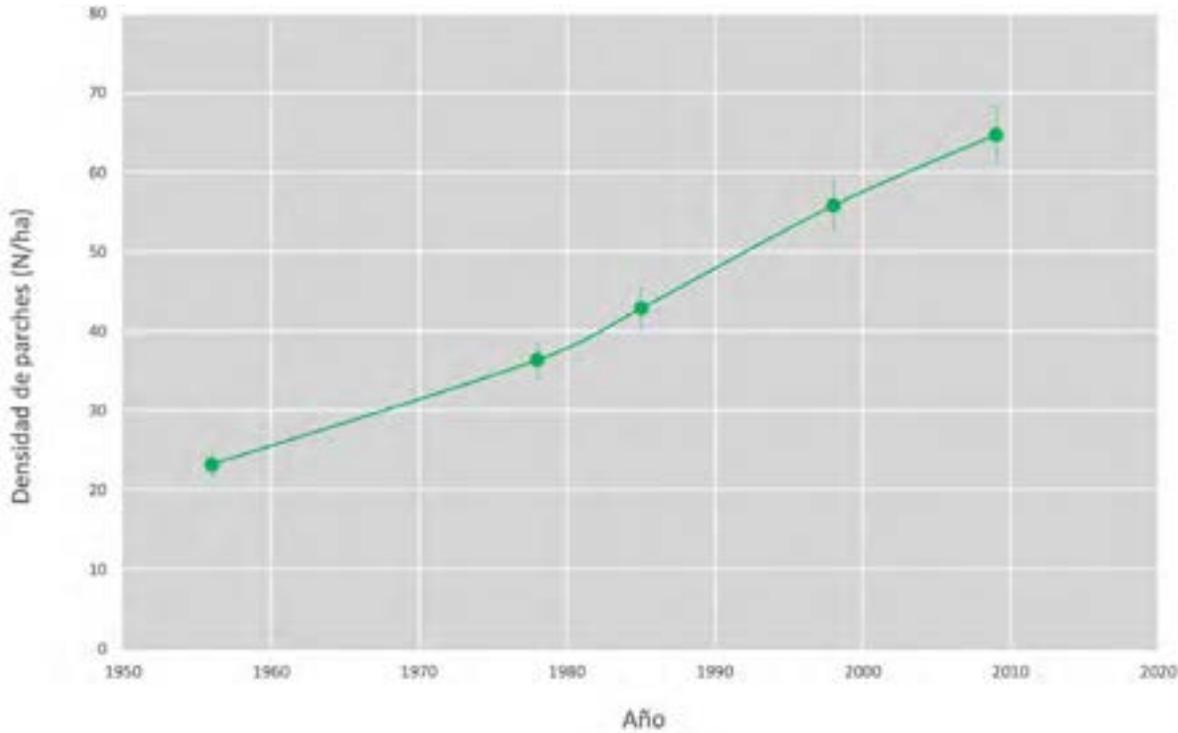
Las especies arbustivas formadoras de parches tienen un especial atractivo para las aves. A ello contribuye su intrincada estructura, que ofrece espacios en los que guarecerse. También la producción de frutos carnosos, con alto contenido en grasas, en algunas especies, que son muy útiles para superar los rigores invernales. Por otra parte, los frutos pasan rápidamente por el tracto digestivo de estas aves y las semillas apenas se ven afectadas por este proceso, por lo que las aves contribuyen a dispersar estas plantas, concentrándolas en los hábitats que les resultan más apetecibles, es decir, nuevos parches. Este proceso representa otra manera de facilitar el reclutamiento de nuevos individuos a la vera de los parches. El resultado de esta interacción entre aves y arbustos formadores de parches supone un beneficio mutuo para ambos grupos, y podría contribuir a la restauración de espartales degradados, aunque los limitantes técnicos y económicos son considerables. (Castillo et al., 2018) (Fig. 7).

Otros grupos de vertebrados e invertebrados pueden contribuir a aumentar la biodiversidad de espartales directamente e indirectamente, a través de interacciones que pueden ser complejas (Soliveres et al., 2011; Verwijmeren et al., 2019). Entre ellos, merecen especial atención dos grupos con una gran capacidad para actuar como ingenieros de ecosistemas, los conejos y las lombrices de tierra. Ambos son capaces de alterar las condiciones ecológicas y el flujo de recursos, más allá de las interacciones tróficas directas (Coggan et al., 2018). Los conejos pueden perturbar la superficie del suelo, modificar la disponibilidad de nutrientes, y depredar selectivamente algunas plantas (incluyendo brinzales recién introducidos), y por ello tienen un gran potencial para



Figura 7. Pilas de ramas de pino simulando la estructura de un parche artificial acabadas de instalar y dos años después. Estos parches artificiales son capaces de atraer aves que dispersan las semillas de espino negro y lentisco, predominantes en las cercanías de la zona, pero su establecimiento es costoso y su potencial para promover la colonización de estas especies es limitado (Castillo et al., 2018). Fuente: Jordi Cortina Segarra.

modificar la composición de la comunidad y el funcionamiento de los espartales (Willott et al., 2000; Soliveres et al., 2011). De forma análoga, las lombrices de tierra pueden ser muy abundantes en espartales, a tenor de la ingente acumulación de pellets fecales en los centímetros superiores del suelo de algunos de ellos. El impacto de las lombrices puede ser muy importante ya que modifican a gran escala la estructura del suelo, los flujos hídricos, la cobertura de biocostras o la emisión de CO<sub>2</sub> (Maestre y Cortina, 2002; Maestre y Cortina, 2003).



**Figura 8.** Incremento del número de parches de vegetación leñosa de un diámetro superior a 1 m desde 1956 hasta 2009, estimado a partir de una secuencia de fotos aéreas. Se muestra la media y el error típico de 28 parcelas experimentales distribuidas en 15 pequeñas cuencas dominadas por espartal en la provincia de Alicante. La curva de acumulación es muy dependiente de la especie dominante en los parches. Fuente: a partir de Rolo et al. (2015).

#### 4. Resiliencia con excepciones

La recolección de esparto, manteniendo matas productivas con escasa cobertura y libres de biomasa muerta, tiene un efecto positivo sobre la producción de esta especie (Moulay y Benabdeli, 2012), pero deja el suelo desprotegido y facilita, a largo plazo, la degradación de las laderas. Además, tal como se ha comentado anteriormente, el uso de espartales para la producción de fibra supuso la eliminación de plantas leñosas de gran porte. Esto provocó un efecto de degradación en cascada: pérdida de biodiversidad y alteración del funcionamiento de estas comunidades (Le Houérou, 2001; Slimani y Aidoud, 2004; Martínez-Valderrama et al., 2018).

Tras el abandono del uso tradicional de los espartales, las matas han aumentado su tamaño, protegiendo el suelo y generando los microhábitats descritos más arriba. Los

arbustos formadores de parches han aumentado también su densidad, a partir de los pocos individuos presentes en las laderas y en hábitats cercanos como afloramientos rocosos no aptos para el esparto y márgenes de bancales (Rolo et al., 2016; Fig. 8). Así, desde el abandono de los espartales en los años 50, el número de parches se puede haber triplicado de forma natural. La velocidad de colonización depende de la especie dominante y de las precipitaciones. En los espartales dominados por *Quercus coccifera*, el aumento del número de parches se produjo inmediatamente tras el abandono, mientras en otros casos, como el de *Osyris lanceolata*, el incremento se retrasó unas décadas. En la mayoría de casos, la tasa de incremento en el número de parches ha sido inferior a un parche por hectárea y año, hecho que justificaría tomar medidas para acelerar la colonización, como la plantación.



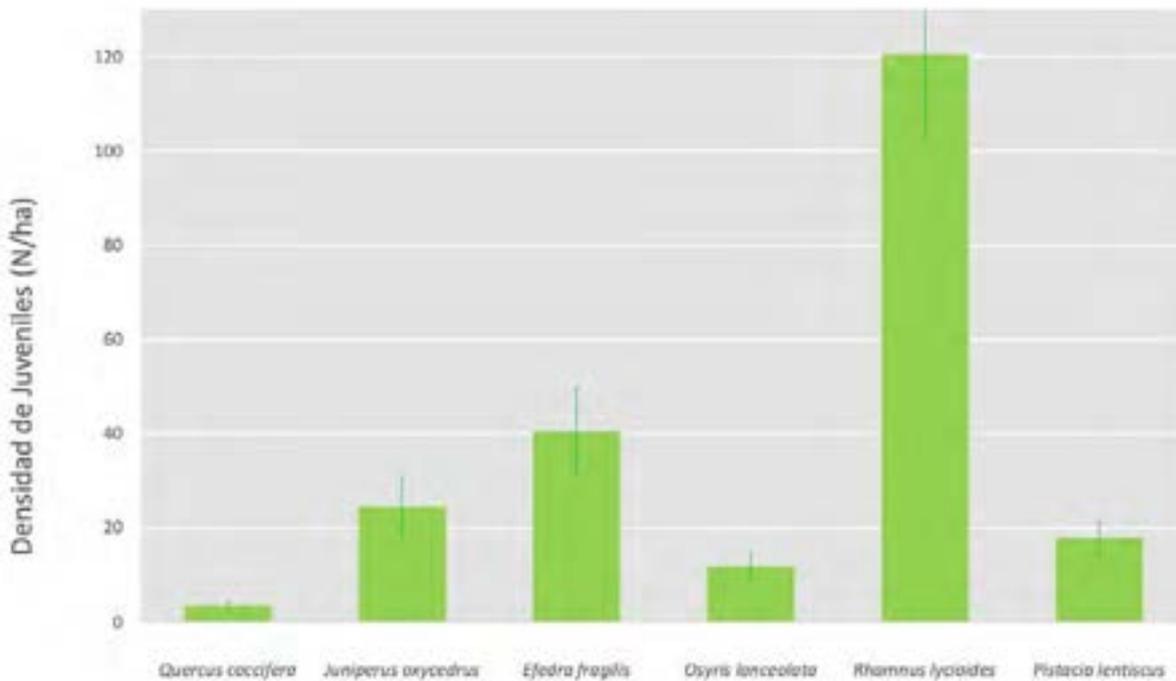
## 5. El nuevo marco climático

La alteración de la composición química de la atmósfera está provocando un aumento de la temperatura media de los espartales. Este aumento continuará hasta finales de siglo, como mínimo. La tendencia de las precipitaciones, aunque con un nivel de incertidumbre más elevado, apunta hacia una disminución y una concentración de éstas, es decir, menos lluvias, concentradas en un número menor de eventos de gran intensidad (Ribas et al., 2020). Este escenario climático está teniendo un efecto sobre la vegetación del área de distribución del espartal, un efecto que probablemente se acrecentará en el futuro, como consecuencia de un aumento de la demanda evaporativa y del estrés hídrico (Ladrón de Guevara et al, 2015), y consiguiente reducción de la presencia del esparto en los límites de su área de distribución (Ben Mariem y Chaieb, 2017).

De forma análoga, otras especies presentes en los espartales se están viendo afectadas por el cambio climático. Una de las más paradigmáticas es el pino carrasco (*Pinus halepensis*). Esta especie, se utilizó masivamente en repoblaciones en medios semiáridos, en ocasiones fuera de su área potencial de distribución (Maestre y Cortina 2004c; Quinto et al., 2021). El escaso porte de muchas plantaciones, la abundancia de marras, y la escasez de regeneración natural sugieren que su distribución se verá reducida en las próximas décadas (Silverio et al., 2020). De hecho, individuos adultos de esta especie no pudieron soportar la extrema sequía y elevadas temperaturas de 2014, lo que supuso la desaparición del estrato arbóreo en grandes extensiones del sureste español (**Fig. 9**). Por ello, cabe esperar que en medios áridos los pinares se vean cada vez más restringidos a localizaciones favorables (umbrías, suelos profundos), dejando paso a estepas y matorrales en espacios don-



**Figura 9.** Mortalidad masiva de pino carrasco en la Sierra de Orihuela (Alicante) por sequía de 2014. Fuente: Jordi Cortina Segarra.



**Figura 10.** Densidad de juveniles de diferentes especies de arbustos formadores de parches en espartales. Se muestra la media y el error típico de 15 pequeñas cuencas distribuidas a lo largo de un gradiente de precipitaciones de 282 mm a 525 mm y 15-18°C de temperatura media en la provincia de Alicante. Fuente: a partir de Amat (2014).

de las condiciones edáficas y microclimáticas sean más limitantes.

La mortalidad por sequía se ha observado en otras especies de espartal, como *Globularia alypum*, *Thymus vulgaris* y *Anthyllis cytisoides* (García-Fayos y Gasque, 2002). De forma análoga, la abundancia absoluta y relativa de las especies formadoras de parches podría variar como consecuencia del cambio climático, e incluso algunas de ellas podrían desaparecer. Este podría ser el caso de *Quercus coccifera* y *Pistacia lentiscus*, ya que tanto la densidad de juveniles como la proporción de juveniles por planta adulta puede ser muy baja en espartales situados bajo unas condiciones edafoclimáticas más extremas (Fig. 10; Tormo et al., 2020b). De hecho, se ha demostrado que las ventanas de germinación de estas especies ya son muy cortas e infrecuentes por lo que, debido a la aridificación del clima, el reclutamiento se volverá más improbable (Basterra 2020). Las costras biológicas también son sensibles a variaciones en la temperatura y

régimen de precipitaciones, y podrían verse afectadas por el cambio climático (Maestre et al., 2015).

El efecto del cambio climático sobre el futuro de los espartales no se restringe a su impacto sobre el estrés hídrico y la supervivencia de las plantas vasculares. Diversos estudios han observado cambios en diversas funciones ecosistémicas relacionadas con los ciclos de carbono y nitrógeno, lo cual tendría un impacto directo sobre la fertilidad del suelo. Estos cambios añaden complejidad a la interacción con el clima y dificultan una predicción precisa del impacto del cambio climático sobre los espartales (Delgado-Baquerizo et al., 2014; Rey et al., 2021). Desgraciadamente, este impacto parece ser análogo al impacto previsto sobre otras comunidades mediterráneas. Algunos ejercicios de modelización advierten de que la flora del sur de Europa puede ser muy sensible al cambio climático, y hasta un 25% de ésta podría no soportar el clima predominante a finales de siglo (Bakkenes et al., 2002).



### III. La restauración de espartales

#### 1. ¿Qué es un espartal degradado?

Tal como se ha comentado previamente, los espartales son comunidades características de medios semiáridos a áridos. Por ello, la cubierta vegetal no puede ser continua, la vegetación es de pequeño porte, el estrato arbóreo es escaso o ausente y la producción vegetal es baja. No debemos confundir estas características con degradación. Grandes extensiones de espartales están en buenas condiciones y tienen un valor ecológico mayor que, pongamos por caso, plantaciones forestales de medios más lluviosos con baja biodiversidad, o explotaciones agrícolas intensivas (**Fig. 11**). Es importante no confundir paisajes áridos, en sentido amplio, y desertificación, es decir, la degradación de territorios sometidos a escasez de agua (Martínez-Valderrama et

al., 2020), y poner en valor estos paisajes, por los múltiples beneficios que nos aportan.

La degradación de espartales se puede manifestar de formas diferentes, como pérdida de biodiversidad, desaparición de especies clave, reducción de la cubierta vegetal, erosión, incapacidad para retener recursos como agua y nutrientes o para almacenar carbono, etc. También en términos de pérdidas de otros beneficios que los espartales aportan a la sociedad, como la producción de fibra o leña, o su valor como referente histórico y cultural. La importancia relativa de cada uno de estos criterios depende, en parte, de la forma en que interactuamos con esta comunidad. Sería ideal que todos los criterios variaran de forma armónica. Desgraciadamente, no siempre es así. En algunos casos se producen sinergias entre esos servicios, pero en otros se relacionan de forma antagónica, y en estos casos no es posible maximizar dos criterios simultáneamente.

Históricamente, la producción de fibra (para multitud de usos, incluida la producción de pasta de papel) y leña (para los hornos de

Figura 11. Espartales costeros en las cercanías de La Vila Joiosa, Alicante, con diferentes densidades de pino



cal y otros usos), y el pastoreo tuvieron un impacto negativo sobre el estado del esparto (McQuarrie, 1995) y sobre otros valores del espartal, como la biodiversidad o la presencia de un estrato leñoso. Sirva de ejemplo la gestión de especies leñosas de gran porte en espartales productivos. Los pinos tienen mayor probabilidad de establecerse a la vera de un esparto que en terreno abierto (Gasque y García Fayos, 2004), por lo que mantener el entorno del esparto sin vegetación leñosa con el fin de garantizar el acceso a la mata y promover la producción de fibra suponía eliminar un micrositio favorable para el establecimiento de este árbol, así como de otras especies leñosas. Por otro lado, la cercanía del pino provoca una disminución del vigor del esparto y de sus probabilidades de establecimiento (Gasque y García Fayos, 2004; Navarro-Cano et al., 2009), razón por la cual la gestión de espartales productivos recomendaba la eliminación de esta especie arbórea (Barber et al., 1997). En este sentido, el decaimiento de la función de los espartales como productores de fibra y su progresivo abandono, ha permi-

tido la recuperación de la integridad ecológica de estas comunidades en forma de estepa arbolada, a partir de la segunda mitad del S. XX.

No obstante, grandes extensiones de espartal siguen estando degradadas. Aquellos espartales que se encuentran integrados dentro de la denominación Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales (6220\*; Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del Thero-Brachypodietea, según Directiva 92/43/CEE), dentro de la Región Biogeográfica Mediterránea, se encuentran en situación inadecuada, tanto en lo que respecta a la distribución actual del hábitat, como a la superficie que ocupa dentro del área de distribución del mismo, a las perspectivas futuras, y al estado de conservación global de su estructura y función (Ríos y Salvador, 2009). Lamentablemente, los espartales de las comunidades *Helictotricho filifolii-Stipetum tenacissimae* y *Lapiedro martinezii-Stipetum tenacissimae* (522222 y 522224 del listado de hábitats españoles; Bermejo y Cornejo, 2003), no se integraron en la mencionada Directiva. De acuerdo con la Lista Roja de Especies de

carrasco. Fuente: Jordi Cortina Segarra.





UICN (IUCN, 2018), el esparto se considera una especie en situación vulnerable, debido a la ausencia de información sobre su ciclo vital, a las amenazas actuales y a la reducción de su área de distribución. Cabe tener en cuenta que la superficie ocupada por espartales en su área de distribución natural se ha reducido en casi dos tercios (LeHouérou, 1995; Slimani y Aidoud, 2004; Cortina et al., 2009). Más allá de la protección del hábitat que confiere la Directiva europea, la especie está protegida legalmente en algunas regiones de España como Cataluña (Decret 172/2008), Aragón (Decreto 181/2005) y Andalucía (Orden de 2 de junio de 1997).

La degradación que observamos actualmente se debe a tanto a la presión histórica por recolección de cantidades excesivas de fibra y leña y el pastoreo, como a nuevos impulsores de degradación, como la ocupación de su espacio, especialmente en la costa, y el cambio climático (Ríos y Salvador, 2009; Cruz et al., 2010). La situación de los espartales del Magreb tampoco es halagüeña, en gran medida por la enorme presión de pastoreo que sufren, pero también por la creciente sequía y el aporte de arenas (Aidoud et al., 2011; Slimani y Aidoud, 2018). Como resultado, espartales como los del Este de Marruecos, muestran niveles de funcionamiento inferiores a sus homólogos españoles (Derak et al., 2015).

## 2. ¿Cómo restaurar espartales?

La restauración ecológica es cualquier acción intencionada que inicie o acelere la recuperación de un ecosistema degradado (Gann et al., 2019). Cuando la perturbación es reciente, como en explotaciones mineras o infraestructuras lineales, se suelen utilizar evidencias previas a la perturbación para cuantificar el nivel de degradación y caracterizar el ecosistema que se pretende recuperar, el llamado ecosistema de referencia. En el caso de espartales, el uso de referentes históricos tiene limitaciones. Tal como se ha comentado anteriormente, los

espartales anteriores al abandono de la recolección de fibra no cumplirían las expectativas actuales en cuanto a servicios ecosistémicos como la protección del suelo y de la biodiversidad, y la capacidad de fijar carbono. Además, mantener espartales productivos, a gran escala, sería social y económicamente inviable en la actualidad. Por otro lado, para identificar referencias anteriores a la intervención humana, deberíamos reconstruir las comunidades que estaban presentes en la actual área de distribución del espartal hace no menos de 5.000 años (variable, dependiendo de la zona), con la dificultad que esto entraña (Badal-García et al., 2017; Carrión et al., 2018). Además, el clima de entonces no era el mismo que el actual, y mucho menos que el futuro, y las condiciones edáficas probablemente han cambiado como consecuencia del cultivo y de factores naturales, algo que sería difícilmente reversible a gran escala.

En este contexto, resulta útil retomar las reflexiones anteriores acerca de los beneficios que los espartales pueden proporcionar a las personas. En este marco, la restauración de espartales tendría como principales objetivos (1) la protección de la biodiversidad, (2) el incremento de los servicios ecosistémicos, de forma compatible con el uso actual del esparto y de otras especies vegetales y animales, y (3) disminuir la vulnerabilidad frente al cambio climático y futuros regímenes de perturbaciones.

Para conseguir estos objetivos, puede ser suficiente la reducción de la presión antrópica. Hay buenos ejemplos de recuperación de la cubierta vegetal en espartales del sur del Mediterráneo mediante la reducción de la presión ganadera (Aidoud et al., 2011; Belgacem et al., 2019). Sin embargo, la recuperación por la llamada restauración pasiva no siempre se produce, por haberse cruzado uno o varios umbrales de degradación, o se produce con demasiada lentitud para nuestros intereses o para la propia persistencia del sistema. Se denomina umbrales a los niveles de una variable (por ejemplo, presión de pastoreo, erosión, frecuencia de incendios, etc.) que provocan

cambios severos, no lineales, de las propiedades de un sistema, como el espartal. La erradicación de especies clave, la reducción de la cubierta vegetal o la modificación de su distribución espacial o la decapitación del suelo (Thornes, 1987; Berdugo et al., 2020) marcarían umbrales de este tipo. Se ha propuesto la existencia de un gradiente de umbrales, desde los más fácilmente reversibles, de carácter biótico, hasta los virtualmente irreversibles, resultado del deterioro de las condiciones abióticas en sistemas muy degradados (Whisenant, 1999). En espartales, este marco se ajusta bien a la experiencia empírica (Cortina et al., 2009). La existencia de umbrales es muy relevante, desde la perspectiva de la restauración, ya que señalarían cambios que superarían la resiliencia del ecosistema y, por tanto, en los que la restauración pasiva sería improbable. En estos casos, estaría justificada la restauración activa, si queremos acelerar la recuperación del espartal.

Los esfuerzos para restaurar espartales se han centrado, tradicionalmente, en la recuperación de una cubierta de vegetación leñosa. Los éxitos conseguidos en proyectos de restauración como el de Sierra Espuña (Murcia),

estimularon, durante la segunda mitad del S. XX, la reforestación con *Pinus halepensis*, una de las pocas especies forestales nativas características de estos hábitats. El resultado dispar de estas prácticas, además de otros factores, como el patrón espacial de propiedad de la tierra, ha generado el paisaje en mosaico que caracteriza muchos espartales actuales (Fig. 11). Por otra parte, la preocupación creciente sobre el papel del pino en los espartales y sobre la necesidad de integrar otras especies e interacciones ecológicas en la restauración, estimuló el interés por reforzar las poblaciones de arbustos de gran porte como coscoja, lentisco, espino negro, acebuche, etc.

El conocimiento ecológico y técnico para la gestión de estas especies se desarrolló con gran celeridad, permitiendo el uso rutinario de las mismas, con planta de buena calidad y preparaciones del terreno efectivas que alteran poco el funcionamiento de las laderas y de la comunidad vegetal presente en espartales degradados (Cortina et al., 2009; Cortina et al., 2011). Este énfasis en especies arbustivas está relacionado con la desaparición de parches leñosos, comentada anteriormente, y el interés en recuperar las estepas arbola-

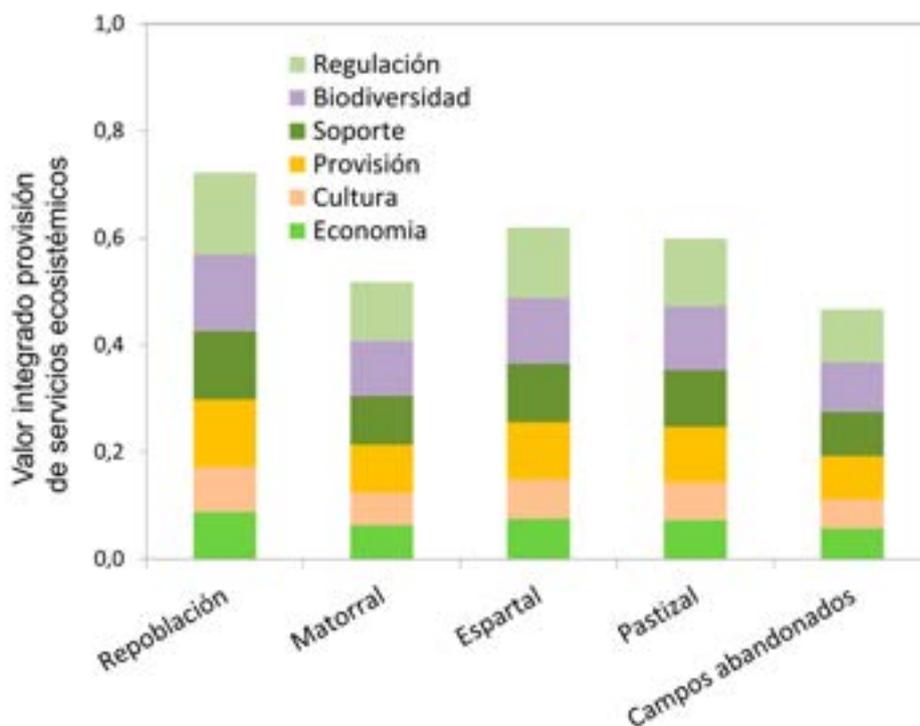


Figura 12. Provisión de servicios ecosistémicos de diferentes unidades de paisaje en Sierra Ventós (Alicante), ponderada en función de las preferencias de diferentes grupos de interés. La repoblación puede suponer un coste de 2.030€ a 4.852€ por hectárea. Este tipo de herramientas resultan muy útiles en la toma de decisiones relacionada con la restauración de espartales (Cuenca et al., 2014). Fuente: a partir de Derak y Cortina (2014).



das descritas por Le Houérou. Las evidencias descritas anteriormente sobre la interacción entre estos parches y el resto de flora y fauna sugieren que la introducción de las especies formadoras de parches tendrá un efecto en cadena sobre otros componentes de la comunidad (como plantas vasculares de menor porte, fauna edáfica y aves), en un ejemplo de la importancia que reviste identificar y emplear especies clave en la restauración.

Ha transcurrido relativamente poco tiempo para evaluar la certeza de estas teorías, para confirmar que la plantación de arbustos es posible a gran escala en el contexto edafoclimático actual y puede tener un efecto catalizador para la restauración de los espartales del futuro. Los procesos en estos medios, poco productivos, son lentos. También necesitamos más información para determinar cuándo es posible la sucesión secundaria, cuándo se produce ésta a una velocidad aceptable y, especialmente, si las intervenciones están justificadas desde el punto de vista de la relación entre su coste y su efectividad. Es decir, si el aumento del número de especies e interacciones y el incremento en la provisión de servicios ecosistémicos, resultado de acelerar la expansión de la cubierta vegetal y la colonización de arbustos o de aumentar la cubierta forestal en espacios favorables, justifican la inversión (**Fig. 12**).

### 3. Restauración, pero planificada

La cuestión con la que se cierra el apartado anterior no es baladí ¿Cómo medir el valor del incremento de la fertilidad de un suelo o de la presencia de una especie? Y, sobre todo ¿quién debe determinarlo? Evaluar el impacto de las acciones de restauración sobre la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos tiene su dificultad, pero disponemos de metodologías aptas, con lo que no representa un contratiempo mayor (Chirino et al., 2009; Cortina et al., 2011). Pero resulta más complicado decidir cuándo las diferen-

cias entre un sistema y otro merecen el gasto y el esfuerzo de restaurar. Aquí no hay más remedio que ampliar el contexto de la toma de decisiones para integrar diferentes perspectivas, para incluir valores humanos en la ecuación. En un contexto de ciencia aplicada, las respuestas son más o menos sencillas: por ejemplo, plantar especies arbustivas formadoras de parches aumenta la riqueza de plantas vasculares. Con toda la complejidad que eso entraña. Pero ahora nos hallamos en el dominio de lo que se ha venido a llamar la ciencia post-normal (Colloff et al., 2017), que caracteriza sistemas complejos, con elevado nivel de incertidumbre, en la que las decisiones atañen a diversos grupos de interés, cada uno con su perspectiva propia.

La participación social en la planificación de la restauración de espartales se hace, en estas condiciones, imprescindible. Sólo en base a las aportaciones de todos los grupos, se puede determinar el valor de una determinada acción de restauración, el nivel de prioridad de un proyecto respecto a otros, y finalmente integrar los proyectos de restauración de espartales en un contexto más amplio de la gestión del territorio y aún de la gestión de los recursos públicos y privados. La creciente colaboración entre investigadores de las ciencias sociales y naturales ha permitido desarrollar metodologías de participación social operativas, que integran evidencias empíricas basadas en múltiples indicadores socio-ecológicos y las opiniones de los diferentes colectivos, con el objetivo de alcanzar soluciones con el mayor nivel de consenso, e involucrar a la sociedad en la gestión y la restauración de su territorio (Derak et al., 2018).

## IV. Un nuevo e incierto marco Socio-Ecológico

Los espartales constituyen unos paisajes fascinantes desde el punto de vista ecológico, por la diversidad de organismos que los

habitan y la multiplicidad de sus interacciones. Son, además, un magnífico ejemplo de interacción a largo plazo y a gran escala entre la sociedad y la naturaleza, de sistema socio-ecológico en toda su complejidad. Sin embargo, en una fase más de su larga historia, los espartales se encuentran en una encrucijada. En términos generales, en el norte del Mediterráneo, el abandono de la recolección de fibra y de otros usos, está permitiendo su recuperación como comunidad ecológica diversa y funcional. Una recuperación que está acotada por las condiciones del sitio y el nivel de degradación que ha sufrido en el pasado. Una recuperación que, por otro lado, se enmarca en un cambio climático que está teniendo y tendrá un impacto significativo sobre la composición y el funcionamiento de estos paisajes. En el sur del Mediterráneo, el estrés climático se une a la persistente presión de uso sobre los espartales, comprometiendo su futuro. Estas situaciones demandan estrategias de gestión adaptativa y restauración ambiciosas, basadas en evidencias científicas, que hagan uso del mejor conocimiento disponible sobre el cambio climático y sus efectos, e integren la enorme diversidad de componentes, interacciones y perspectivas de los sistemas socio-ecológicos. El nivel de incertidumbre es elevado, como lo es el impacto de las decisiones, por lo que es urgente desarrollar mecanismos de colaboración entre investigadores, técnicos y legisladores para desarrollar una gestión de espartales para el S. XXI.

## V. Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia, Educación y Universidades y el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad del Gobierno de España, y la UE a través de Fondos de Desarrollo Regional (FEDER; proyectos Terecova CGL2014-52714-C2-1-R y COSTERA, RTI2018-095954-B-I00).

## VI. Bibliografía

- Aidoud, A.; Slimani, H.; Rozé, F. (2011). "La surveillance à long terme des écosystèmes arides méditerranéens: quels enseignements pour la restauration? Cas d'une steppe d'Alfa (*Stipa tenacissima* L.) en Algérie". *Ecologia Mediterranea*, 37(2), 17-32.
- Amat, B. (2014). "Dynamics of woody vegetation patches in semiarid ecosystems in the southeast of the Iberian Peninsula". Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. Alicante. <https://rua.ua.es/dspace/handle/10045/50210>
- Amat, B.; Cortina, J.; Zubcoff, J. J. (2015). "Community attributes determine facilitation potential in a semi-arid steppe". *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1), 24-33.
- ANTHOS (2010). <http://www.anthos.es/>
- Armesto, J. J.; Vidiella, P. E.; Gutiérrez, J. R. (1993). "Plant communities of the fog-free coastal desert of Chile: plant strategies in a fluctuating environment". *Revista Chilena de Historia Natural*, 66, 271-282.
- Azcón-Aguilar, C.; Palenzuela, J.; Roldán, A.; Bautista, S.; Vallejo, R.; Barea, J. M. (2003). "Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands". *Applied Soil Ecology*, 22(1), 29-37.
- Bakkenes, M.; Alkemade, J. R. M.; Ihle, F.; Leemans, R.; Latour, J. B. (2002). "Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050". *Global Change Biology*, 8(4), 390-407.
- Badal-García, E.; Carrión-Marco, Y.; Chabal, L.; Figueiral, I.; Thiébaud, S. (2017). "Neolithic human societies and woodlands in the North-Western Mediterranean region: wood and charcoal analysis". In *Times of Neolithic Transition along the Western Mediterranean* (pp. 135-169). Springer, Cham.
- Barber, A.; M. R. Cabrera; Guardiola, I (1997).



- Sobre la cultura de l'espart al territorivalencià.* FundacióBancaixa. València.
- Basterra, J. (2020). Estudio de la probabilidad de germinación de especies de ambientes semiáridos mediante modelos de germinación hidrotermal y modelos de suelo. Universidad de Zaragoza. <https://zaguan.unizar.es/record/101003#>
  - Belgacem, A. O.; Salem, F. B.; Gamoun, M.; Chibani, R.; Louhaichi, M. (2019). "Revival of traditional best practices for rangeland restoration under climate change in the dry areas". *International Journal Climate Change Strategies and Management*, 11(5), 643-59.
  - Ben Mariem, H.; Chaieb, M. (2017). "Climate change impacts on the distribution of *Stipa tenacissima* L. ecosystems in North African arid zone-a case study in Tunisia". *Applied Ecology and Environmental Research*, 15(3), 67-82.
  - Berdugo, M.; Delgado-Baquerizo, M.; Soliveres, S.; Hernández-Clemente, R.; Zhao, Y.; Gaitán, J. J.; ... (2020). "Global ecosystem thresholds driven by aridity". *Science*, 367(6479), 787-790.
  - Bermejo, E.; Cornejo, J.A. (2003). *Atlas y manual de los hábitat de España*. D.G. Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente-TRAGSA. Madrid.
  - Boussaid, M.; Benito, C.; Harche, M. K.; Naranjo, T.; Zedek, M. (2010). "Genetic variation in natural populations of *Stipa tenacissima* from Algeria". *Biochemical Genetics*, 48(9-10), 857-872.
  - Carrión, J. S.; Fierro, E.; Ros, M.; Munuera, M.; Fernández, S.; Ochando, J.; ... (2018). "Ancient Forests in European drylands: Holocene palaeoecological record of Mazarrón, south-eastern Spain". *Proceedings of the Geologists' Association*, 129(4), 512-525.
  - Castillo-Escrivà; A., López-Iborra; G.M.; Cortina Segarra, J.; Tormo, J. (2019). "The use of branch piles to assist in the restoration of degraded semiarid steppes". *Restoration Ecology* 27, 102-108.
  - Chirino, E.; Vilagrosa, A.; Cortina, J.; Valdecantos, A.; Fuentes, D.; Trubat, R.; ... (2009). "Ecological restoration in degraded drylands: the need to improve the seedling quality and site conditions in the field". *Forest Management*, 85-158.
  - Colloff, M. J.; Lavorel, S.; van Kerkhoff, L. E.; Wyborn, C. A.; Fazey, I.; Gorddard, R.; ... (2017). "Transforming conservation science and practice for a postnormal world". *Conservation Biology*, 31(5), 1008-1017.
  - Cortina, J.; Maestre, F.T.; Ramirez, D. (2009). "Innovations in semiarid land restoration. The case of *Stipa tenacissima* L. Steppes". In: Bautista, S., Aronson, J., and Vallejo, V.R. (eds), *Land Restoration to Combat Desertification. Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation*, Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo - CEAM.
  - Cortina, J.; Martín, N.; Maestre, F. T.; Bautista, S. (2010). "Disturbance of the biological soil crusts and performance of *Stipa tenacissima* in a semi-arid Mediterranean steppe". *Plant and Soil*, 334(1), 311-322.
  - Cortina, J.; Amat, B.; Castillo, V.; Fuentes, D.; Maestre, F.T.; Padilla, F.; Rojo, L. (2011). "The restoration of plant cover in the semi-arid Iberian southeast". *Journal of Arid Environments* 75: 1377-1384.
  - Cruz, J.; Yanes, M.; Sánchez, C.P.; Simón, M. (2010). *Ambientes semiáridos del sureste andaluz. Altiplano estepario*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
  - Cuenca, C.; Melero, M.; Cortina-Segarra, J. C. (2016). "Análisis de las políticas de restauración forestal en España (1983-2013)". *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (42), 61-74.
  - Delgado-Baquerizo, M.; Maestre, F. T.; Escolar, C.; Gallardo, A.; Ochoa, V.; Gozalo, B.; Prado-Comesaña, A. (2014). "Direct and indirect impacts of climate change on microbial and biocrust communities alter the resistance of the N cycle in a semiarid grassland". *Journal of Ecology*, 102(6), 1592-1605.
  - Derak, M., & Cortina, J. (2014). Multi-criteria participative evaluation of *Pinus halepensis* plantations in a semiarid area of southeast

- Spain. *Ecological indicators*, 43, 56–68.
- Derak, M.; Maestre, F.T.; Quero, J. L.; Ochoa, V.; Escolar, C.; Soliveres, S.; García-Palacios, P. (2015). “Caractérisation du fonctionnement des steppes d’alfamarocaines par la méthode de l’analyse fonctionnelle du paysage”. *Ecologia Mediterranea* 41: 61-72.
  - Derak, M.; Cortina, J.; Taiqui, L.; Aledo, A. (2018). “A proposed framework for participatory forest restoration in semiarid areas of North Africa”. *Restoration Ecology* 26, 18-25.
  - El-Abbassi, F. E.; Assarar, M.; Ayad, R.; Bourmaud, A.; Baley, C. (2020). “A review on alfa fibre (*Stipa tenacissima* L.): From the plant architecture to the reinforcement of polymer composites”. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 128, 105677.
  - Gann, G. D.; McDonald, T.; Walder, B.; Aronson, J.; Nelson, C. R.; Jonson, J.; ... (2019). “International principles and standards for the practice of ecological restoration”. *Restoration Ecology*. 27 (S1): S1-S46., 27(S1), S1-S46.
  - Gasque, M.; García-Fayos, P. (2003). “Seed dormancy and longevity in *Stipa tenacissima* L.(Poaceae)”. *Plant Ecology*, 168(2), 279–290.
  - Gasque, M.; Garcia-Fayos, P. (2004). “Interaction between *Stipa tenacissima* and *Pinus halepensis*: consequences for reforestation and the dynamics of grass steppes in semi-arid Mediterranean areas”. *Forest Ecology and Management*, 189(1-3), 251-261.
  - Garcia-Fayos, P.; Gasque, M. (2002). “Consequences of a severe drought on spatial patterns of woody plants in a two-phase mosaic steppe of *Stipa tenacissima* L.” *Journal of Arid Environments*, 52(2), 199-208.
  - Ghiloufi, W.; Quero, J. L.; García-Gómez, M.; Chaieb, M. (2015). “Assessment of species diversity and state of *Stipa tenacissima* steppes”. *Turkish Journal of Botany*, 39(2), 227-237.
  - Haase, P.; Pugnaire, F. I.; Incoll, L. D. (1995). “Seed production and dispersal in the semi-arid tussock grass *Stipa tenacissima* L. during masting”. *Journal of Arid Environments*, 31(1), 55-66.
  - Haase, P.; Pugnaire, F. I.; Clark, S. C.; Incoll, L. D. (1999). “Environmental control of canopy dynamics and photosynthetic rate in the evergreen tussock grass *Stipa tenacissima*”. *Plant Ecology*, 145(2), 327-339.
  - IUCN. 2018. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2018-1. Disponible en: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
  - Krichen, K.; Vilagrosa, A.; Chaieb, M. (2017). “Environmental factors that limit *Stipa tenacissima* L. germination and establishment in Mediterranean arid ecosystems in a climate variability context”. *Acta Physiologiae Plantarum*, 39(8), 1-14.
  - Ladrón de Guevara, M.; Lázaro, R.; Arnau-Rosalén, E.; Domingo, F.; Molina-Sanchis, I.; Mora, J. L. (2015). “Climate change effects in a semiarid grassland: Physiological responses to shifts in rain patterns”. *Acta Oecologica*, 69, 9-20.
  - Le Houérou, H.N. 1995. *Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l’Afrique: Diversité biologique, développement durable et desertisation*. Agence de coopération culturelle et technique.
  - Maestre, F. T.; Cortina, J. (2002). “Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe”. *Plant and Soil*, 241(2), 279-291.
  - Maestre, F. T.; Cortina, J. (2003). “Small-scale spatial variation in soil CO<sub>2</sub> efflux in a Mediterranean semiarid steppe”. *Applied Soil Ecology*, 23(3), 199-209.
  - Maestre, F. T.; Cortina, J. (2004). “Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas?”. *Forest Ecology and Management*, 198(1-3), 303-317.
  - Maestre, F. T.; Cortina, J. (2005). “Remnant shrubs in Mediterranean semi-arid steppes: effects of shrub size, abiotic factors and species identity on understorey richness and occurrence”. *Acta Oecologica*, 27(3), 161-169.
  - Maestre, F.T.; Cortina, J.; Bautista, S.; Bellot, J.; Vallejo, V.R. (2003). “Small-scale environmental heterogeneity and spatio-temporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem”. *Ecosystems*, 6, 630-643.



- Maestre, F. T.; Escolar, C.; Bardgett, R. D.; Dungait, J. A.; Gozalo, B.; Ochoa, V. (2015). "Warming reduces the cover and diversity of biocrust-forming mosses and lichens, and increases the physiological stress of soil microbial communities in a semi-arid *Pinus halepensis* plantation". *Frontiers in Microbiology*, 6, 865.
- Martínez-Sánchez, J. J.; Herranz, J. M.; Guerra, J.; Trabaud, L. (1997). "Influence of fire on plant regeneration in a *Stipa tenacissima* L. community in the Sierra Larga mountain range (SE Spain)". *Israel Journal of Plant Sciences*, 45(4), 309-316.
- Martínez-Valderrama, J.; Ibáñez, J.; Del Barrio, G.; Alcalá, F. J.; Sanjuán, M. E.; Ruiz, A. (2018). "Doomed to collapse: Why Algerian steppe rangelands are overgrazed and some lessons to help land-use transitions". *Science of the Total Environment*, 613, 1489-1497.
- Martínez-Valderrama, J.; Guirado, E.; Maestre, F. T. (2020). "Unraveling misunderstandings about desertification: The paradoxical case of the Tabernas-Sorbas basin in Southeast Spain". *Land*, 9(8), 269.
- McQuarrie, G. (1995). *European influence and tribal society in Tunisia during the nineteenth century: the origins and impact of the trade in esparto grass 1870-1940* (PhD thesis). University of Durham. Durham.
- Mendoza-Aguilar, D. O.; Cortina, J.; Pando-Moreno, M. (2014). "Biological soil crust influence on germination and rooting of two key species in a *Stipa tenacissima* steppe". *Plant and Soil*, 375(1), 267-274.
- Moulay, A.; Benabdeli, K. (2012). "Évaluation de l'effet du nettoyage des touffes sur la régénération de la steppe à Alfa (*Stipa tenacissima* L.) mise en défens dans l'ouest de l'Algérie". *Revue d'Écologie* 67: 283-294.
- Msadek, J.; Tlili, A.; Moumni, M.; Louhaichi, M.; Tarhouni, M. (2021). "Community diversity, functional traits and adaptation of *Stipa tenacissima* L. under different grazing regimes in a North African arid montane rangeland". *African Journal of Range and Forage Science*, 38, 122-129.
- Navarro-Cano, J. A.; Barberá, G. G.; Ruiz-Navarro, A.; Castillo, V. M. (2009). "Pine plantation bands limit seedling recruitment of a perennial grass under semiarid conditions". *Journal of Arid Environments*, 73(1), 120-126.
- Pugnaire, F.; Haase, P.; Incoll, L.; Clark, S. (1996). "Response of the tussock grass *Stipa tenacissima* to watering in a semi-arid environment". *Functional Ecology*, 10(2), 265-274.
- 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(1-2), 39-70.
- Quinto, L.; Navarro-Cerrillo, R. M.; Palacios-Rodríguez, G.; Ruiz-Gomez, F.; Duque-Lazo, J. (2021). "The current situation and future perspectives of *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* afforestation on agricultural land in Spain under climate change scenarios". *New Forests*, 52(1), 145-166.
- Rey, A.; Carrascal, L. M.; Báez, C. G. G.; Raimundo, J.; Oyonarte, C.; Pegoraro, E. (2021). "Impact of climate and land degradation on soil carbon fluxes in dry semiarid grasslands in SE Spain". *Plant and Soil*, 461(1), 323-339.
- Ribas, A.; Olcina, J.; Sauri, D. (2020). "More exposed but also more vulnerable? Climate change, high intensity precipitation events and flooding in Mediterranean Spain". *Disaster Prevention and Management: An International Journal*, 29(3), 229-248.
- Ríos, S.; Salvador, F. (2009). "6220 Pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales (\*)". En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 88 p.
- Rolo, V.; Amat, B.; Cortina, J. (2016). "Water availability and species identity control shrub colonization in abandoned semiarid steppes". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 228, 62-69.
- Romero-Morte, J.; Rojo, J.; Pérez-Badia, R. (2020). "Meteorological factors driving airbor-

- ne grass pollen concentration in central Iberian Peninsula". *Aerobiologia*, 36(3), 527-540.
- Sánchez, G.; Puigdefábregas, J. (1994). "Interactions of plant growth and sediment movement on slopes in a semi-arid environment". *Geomorphology*, 9(3), 243-260.
  - Schöning, C.; Espadaler, X.; Hensen, I.; Rocas, F. (2004). "Seed predation of the tussock-grass *Stipa tenacissima* L. by ants (*Messor* spp.) in south-eastern Spain: the adaptive value of trypanocarp". *Journal of Arid Environments*, 56(1), 43-61.
  - Serra, L. (2007). Estudio crítico de la flora vascular de la provincia de Alicante: aspectos nomenclaturales, biogeográficos y de conservación. *RJB (CSIC)*. Madrid. 1414 p.
  - Silvério, E.; Duque-Lazo, J.; Navarro-Cerrillo, R. M.; Pereña, F.; Palacios-Rodríguez, G. (2020). "Resilience or vulnerability of the rear-edge distributions of *Pinus halepensis* and *Pinus pinaster* plantations versus that of natural populations, under climate-change scenarios". *Forest Science*, 66(2), 178-190.
  - Slimani, H.; Aidoud, A. (2004). "Desertification in the Maghreb: a case study of an Algerian high-plain steppe". In *Environmental Challenges in the Mediterranean 2000-2050* (pp. 93-108). Springer, Dordrecht.
  - Slimani, H.; Aidoud, A. (2018). "Quarantens de suivi dans la steppe du sud-oranais (algérie): Changements de diversité et de composition floristiques". *Revue d'Écologie* 73(3): 293-308.
  - Soliveres, S.; García-Palacios, P.; Castillo-Monroy, A. P.; Maestre, F. T.; Escudero, A.; Valladares, F. (2011). "Temporal dynamics of herbivory and water availability interactively modulate the outcome of a grass-shrub interaction in a semi-arid ecosystem". *Oikos*, 120(5), 710-719.
  - Thornes, J. 1987. "Erosional equilibria under grazing". In J. Bratloff, D. Davidson, and F. Grant (eds.), *Conceptual Issues in Environmental Archaeology*. Elsevier, New York, pp. 193-210.
  - Tormo, J.; Amat, B.; Cortina, J. (2020a). "Litter as a filter for germination in semi-arid *Stipa tenacissima* steppes". *Journal of Arid Environments*, 183, 104258.
  - Tormo, J.; Amat, B.; Cortina, J. (2020b). "Effects of woody vegetation patches on species composition in *Stipa tenacissima* steppes". *Journal of Arid Environments*, 181, 104246.
  - Ye, J. S.; Delgado-Baquerizo, M.; Soliveres, S.; Maestre, F. T. (2019). "Multifunctionality debt in global drylands linked to past biome and climate". *Global Change Biology*, 25(6), 2152-2161.
  - Verwijmeren, M.; Smit, C.; Bautista, S.; Wassen, M. J.; Rietkerk, M. (2019). "Combined grazing and drought stress alter the outcome of nurse: beneficiary interactions in a semi-arid ecosystem". *Ecosystems*, 22(6), 1295-1307.
  - Whisenant, S. (1999). *Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach*. Cambridge University Press. Cambridge.
  - Willott, S. J.; Miller, A. J.; Incoll, L. D.; Compton, S. G. (2000). "The contribution of rabbits (*Oryctolagus cuniculus* L.) to soil fertility in semi-arid Spain". *Biology and Fertility of Soils*, 31(5), 379-384.



**Tabla 1.** Presencia de especies acompañantes bajo parches de arbustos y en la periferia de éstos, en espartales de Alicante. Se muestran algunos ejemplos de un total de 63 especies de plantas vasculares. Rosa: especies con mayor presencia bajo parches. Azul: especies con presencia análoga en ambos emplazamientos. Naranja: especies más abundantes en la periferia de los parches. Amarillo: especies presentes únicamente bajo los parches. Verde: especies presentes únicamente en la periferia.

	Presencia bajo parche (%)	Presencia en periferia (%)
<i>Anthyllis cytisoides</i>	14,9	7,1
<i>Asparagus horridus</i>	35,3	16,2
<i>Ballota hirsuta</i>	3,8	0,7
<i>Carex humilis</i>	23,8	13,3
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	4,4	1,6
<i>Helichrysum stoechas</i>	20,2	14,4
<i>Polygala rupestris</i>	21,8	11,3
<i>Rubia peregrina</i>	6,4	0,4
<i>Sedum sediforme</i>	29,3	18,2

<i>Brachypodium retusum</i>	96,4	84,9
<i>Cistus albidus</i>	7,6	8,4
<i>Cistus clusi</i>	4,0	4,9
<i>Erica multiflora</i>	5,1	6,0
<i>Helianthemum cinereum</i>	9,1	9,6
<i>Helianthemum syriacum</i>	8,0	7,6
<i>Helianthemum violaceum</i>	32,2	38,4
<i>Phagnalon rupestre</i>	19,1	19,3
<i>Phagnalon saxatile</i>	20,4	18
<i>Rosmarinus officinalis</i>	9,8	12,0
<i>Sedum album</i>	8,7	7,1
<i>Sideritis leucantha</i>	17,4	14,4
<i>Stipa parviflora</i>	18,2	22,4
<i>Teucrium buxifolium</i> subsp. <i>rivasii</i>	0,4	0,4
<i>Teucrium capitatum</i>	22,9	22,4
<i>Teucrium carolipau</i>	9,8	8,4
<i>Teucrium pseudochamaepitys</i>	18,4	13,8
<i>Teucrium ronnigeri</i>	8,0	10,4
<i>Thymus vulgaris</i>	21,6	20,4

	Presencia bajo parche (%)	Presencia en periferia (%)
<i>Fumana ericoides</i>	39,6	44,2
<i>Fumana tymifolia</i>	20,7	32,7
<i>Globularia alypum</i>	30,7	44,4
<i>Plantago albicans</i>	5,8	10
<i>Stipa tenacissima</i>	51,3	67,6

<i>Ajuga iva</i>	0,7	0
<i>Asparagus acutifolius</i>	1,6	0
<i>Asparagus officinalis</i>	0,4	0
<i>Asperula aristata scabra</i>	0,2	0
<i>Astragalus hispanicus</i>	0,9	0
<i>Ceratonia siliqua</i>	0,2	0
<i>Chiladenus glutinosus</i>	0,4	0
<i>Edysarum boveanum</i>	0,4	0
<i>Hypericum ericoides</i>	0,4	0
<i>Lithodora fruticosa</i>	0,2	0
<i>Pallenis spinosa</i>	0,2	0
<i>Thymelaea argentata</i>	0,2	0

<i>Dianthus broteroi</i>	0	0,4
<i>Lonicera etrusca</i>	0	0,2
<i>Olea europaea</i>	0	0,2