



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-036

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Efecto de los pinares costeros sobre la regeneración natural del enebro

MUÑOZ-REINOSO, J.C.¹

¹ Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla.

Resumen

La falta de regeneración natural es un rasgo característico de las poblaciones de enebro marítimo que se desarrollan bajo repoblaciones costeras de pino piñonero. El objetivo del presente trabajo es conocer cuáles son los factores que limitan la regeneración natural del enebro, lo cual es crítico para predecir la viabilidad de la población y promover medidas de conservación. En situaciones contrastadas de iluminación se han estudiado variables como el crecimiento, la llegada de polen, la producción de gábulos y la viabilidad de las semillas de enebro. Igualmente se han valorado la predación de gábulos y semillas, así como la presencia de dispersores. Los enebros bajo el dosel de pinos crecieron menos, recibieron menos granos de polen y produjeron menos gábulos. Tanto en zonas abiertas como bajo el dosel se encontraron altos porcentajes de semillas vacías (80%) y escasas semillas viables (menos del 10%). Además existió una alta predación de gábulos y semillas y ausencia de dispersores. Los resultados muestran como la degradación de los hábitats costeros afecta a los procesos implicados en la regeneración natural tanto a escala local como de paisaje. Parece necesario clarear el pinar y restaurar la conectividad ecológica a escala de paisaje para conservar el enebreal.

Palabras clave

Crecimiento, dosel, polinización, sombreadamiento, viabilidad de semillas

1. Introducción

Los enebrales costeros de enebro marítimo *Juniperus macrocarpa* Sm. constituyen la etapa madura de las dunas y acantilados arenosos mediterráneos. Estos bosques son ecosistemas muy vulnerables debido a la posición ecológica que ocupan en proximidad al mar (GÉHU, 1993), soportando los rigores del ambiente marino. Debido a la degradación de sus hábitats así como a la disminución de las poblaciones de enebro, las dunas costeras con *Juniperus* spp. fueron incluidas como hábitat prioritario en la Directiva de Hábitats europea 92/43, recibiendo el enebro protección a nivel nacional y por parte de comunidades autónomas como la andaluza.

En trabajos previos (MUÑOZ-REINOSO, 2003) se han distinguido tres tipos de enebrales costeros a lo largo del litoral atlántico andaluz: i) los enebrales sobre dunas, ii) los enebrales sobre acantilados, y iii) los enebrales como sotobosque de plantaciones costeras de pino piñonero *Pinus pinea*. Estos enebrales presentan distintas características en cuanto a fisionomía, composición, diversidad y regeneración natural (MUÑOZ-REINOSO, 2003; 2004).

Durante la primera mitad del siglo XX la mayor parte de los sistemas dunares costeros europeos fueron plantados con pinos con el objeto de estabilizar las arenas y hacer productivos estos terrenos marginales (GRANADOS Y OJEDA, 1993; TEKKE & SALMAN, 1995). TEKKE & SALMAN (1995) han indicado que las repoblaciones de pinos costeras tienen importantes efectos sobre el paisaje, la geomorfología y los suelos. Las poblaciones de enebro que subsisten bajo el dosel de los pinos muestran una llamativa falta de regeneración natural (MUÑOZ-REINOSO, 2003), siendo escasa o nula la presencia de plántulas y de individuos juveniles, apareciendo en ocasiones individuos defoliados bajo las acículas de los pinos. En otras áreas mediterráneas como Valencia, Creta o Cerdeña, la

regeneración natural de los enebros también es escasa (SÁNCHEZ CODOÑER, 2008; PINNA et al. 2009; KAZAKIS 2014). Por lo tanto, es fundamental identificar los factores que limitan la regeneración natural de los enebrales con el objeto de predecir la viabilidad de las poblaciones y promover medidas de conservación que garanticen la pervivencia de estas comunidades.

El ciclo de regeneración natural de las poblaciones de especies vegetales es una secuencia de procesos biológicos y demográficos (producción de semillas, dispersión, germinación, establecimiento, crecimiento), cada uno de los cuales influye en el resultado final que es la supervivencia de la especie (SCHEMSKE et al., 1994). Directa o indirectamente, distintos factores afectan a la regeneración natural de las especies vegetales. En bosques y plantaciones arbóreas, las especies del sotobosque experimentan habitualmente condiciones de baja radiación y una fuerte competencia por el agua, especialmente en los ecosistemas mediterráneos (VALLADARES et al., 2004). Además, bajo el dosel arbóreo la polinización puede ser difícil para especies anemófilas (THOMAS & PACKHAM, 2007). A una escala espacial superior, también la fragmentación de los hábitats por la modificación de las interacciones con otras especies (predadores, dispersores) puede jugar un papel importante. Todos estos factores pueden estar incidiendo en el éxito reproductivo de los enebros que sobreviven en los pinares costeros.

2. Objetivos

El objetivo de este trabajo es discernir cuáles son los factores que impiden la regeneración natural del enebro marítimo, particularmente en las plantaciones costeras de pinos. La hipótesis es que las condiciones del sotobosque en los pinares de repoblación dificultan la regeneración natural de los enebros. Para ello se han analizado variables ambientales y reproductivas bajo la copa de los pinos y en zonas abiertas donde aparecen los enebros en la repoblación costera del Paraje Natural de Enebrales de Punta Umbría. Específicamente se han estudiado la radiación fotosintéticamente activa (RFA), el crecimiento de los tallos, la densidad de polen, la producción de gábulos y semillas, y la viabilidad y germinación de éstas últimas. Además, se han valorado la predación de gábulos y semillas, y la presencia de dispersores potenciales.

3. Metodología

El enebro marítimo es una especie longeva, dioica y anemófila de la familia Cupresácea que presenta una distribución circummediterránea. Es una especie tolerante al estrés (GRIME, 1979) que soporta los rigores del ambiente costero, tales como el aerosol marino, la movilidad del sustrato, así como suelos pobres y con baja capacidad de retener nutrientes y agua. Sus hojas aciculares son triverticiladas y muestran dos bandas blancas en el haz. El enebro crece habitualmente con formas piramidales o hemiesféricas, alcanzando alturas de hasta 10 metros, aunque en las condiciones más expuestas no suele sobrepasar los cinco. La floración ocurre entre noviembre y enero, en tanto que la fertilización se retrasa a mayo-junio, madurando los gábulos en el otoño del segundo año (ARISTA et al., 2001). Sus conos carnosos, llamados gábulos o arcéstidas, son relativamente grandes y dan nombre a la especie (*macrocarpa*); inicialmente son verdes y están cubiertos por pruina, siendo rojizos al madurar. Entonces tienen un fuerte olor que atrae a mamíferos omnívoros que dispersan sus semillas, como zorros, tejones y jabalíes (HERRERA, 1989). También hemos observado que conejos y especies del género *Turdus* dispersan sus semillas.

El estudio ha sido realizado en el Paraje Natural de Enebrales de Punta Umbría (37°11'29.20"N 6°59'42.45"O), localizado en el término municipal de Punta Umbría, al sur de la ciudad de Huelva. Esta zona dunar, protegida desde 1989, tiene una superficie de 162 ha y alberga una de las poblaciones más occidentales de enebro marítimo de la cuenca mediterránea. El clima es de tipo mediterráneo con influencias atlánticas; la temperatura media es de 17.4°C y la precipitación anual de 495.7 mm, con inviernos templados y veranos cálidos y secos. Las precipitaciones más importantes ocurren en otoño-invierno, con un segundo pico primaveral. La vegetación está dominada

por un pinar de repoblación que data de mediados del siglo XX. La población de enebros consta de unos 300 individuos, con una sex-ratio próxima a 1:1, sin plántulas ni juveniles (MUÑOZ-REINOSO, 2003), con diámetros en la base del tronco que oscilan entre los 2,75 y 32,00 cm (no publicado). Se trata de un fragmento de una población que debió extenderse a lo largo de los arenales del litoral atlántico andaluz, arenales únicamente interrumpidos por la desembocadura de los ríos y las sierras que alcanzan la costa (GARCÍA NOVO Y MERINO, 1993) y sometidos a la intervención humana. Los enebros se distribuyen en una franja de 2,5 km de longitud y 140 m de ancho; la mayor parte de ellos se encuentran bajo un denso dosel de pinos de 6-7m de alto mientras solo un 15% de la población aparecía al inicio del estudio en zonas abiertas, habitualmente inferiores a 0,1 ha y localizadas sobre crestas dunares. En la zona las sabinas (*Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata*) son más abundantes que los enebros. El sotobosque está compuesto por un matorral con *Cytisus grandiflorus*, *Cistus salvifolius*, *Halimium halimifolium*, *H. calycynum*, *Rosmarinus officinalis*, *Rhamnus oleoides* y *Pistacia lentiscus*, lo que hace la diversidad relativamente alta en relación a otras poblaciones de enebro (MUÑOZ-REINOSO, 2004). La franja costera que ocupa el enebral está atravesada por varias pasarelas de madera que conducen a los visitantes hasta la playa, aunque la zona es utilizada como lugar de paseo, basurero y letrina ocasional.

Los datos que se presentan proceden de los estudios realizados entre finales de 2003 y 2006. La Radiación Fotosintéticamente Activa fue estimada en claros y bajo el dosel de los pinos mediante un radiómetro LICOR LI-189 en marzo de 2004 a mediodía (20 medidas/hábitat). Puesto que las coníferas disponen las flores en los tallos producidos el año anterior, se estimó el crecimiento de los tallos en ambas situaciones cada tres meses. El incremento de longitud se estimó en 5 árboles/situación y en 5 ramillas en cada uno de ellos.

La producción de gálbulos fue estimada mediante el conteo de todos los gálbulos maduros existentes en las ramas de 15 enebros por situación en los otoños de 2003 y 2006. De cada individuo se tomó una muestra de 30-50 gálbulos para estimar el número de semillas/gálbulo. La viabilidad de las semillas fue estimada en una submuestra (30-50 semillas/individuo). En primer lugar se determinó la presencia de un embrión, lo que permitió distinguir entre semillas vacías y llenas. Las semillas con embrión aparentemente normal fueron sometidas al método del tetrazolio para determinar su viabilidad (embriones totalmente teñidos).

La densidad de polen se estimó mediante trampas pasivas colgadas de los árboles localizados en situaciones contrastadas (3 árboles/ situación). Las trampas consistieron en cintas de Melinex fijadas a una malla de alambre electrosoldada y cubiertas con silicona transparente. Las trampas permanecieron expuestas durante siete días de tiempo anticiclónico durante el mes de máxima disponibilidad de polen (diciembre). Una vez finalizado el plazo se recogieron las cintas y fueron transportadas al laboratorio en una caja hermética. En el laboratorio las cintas fueron cortadas, dispuestas en portas y los granos de polen teñidos con glicerolgelatina. Posteriormente se realizó el conteo en 7 líneas horizontales con ayuda de un microscopio (40 aumentos) siguiendo el método de MANDRIOLI et al. (1998). En cada cinta se estimó el número de granos de polen en una superficie de 907.2 mm².

Se dispusieron aleatoriamente un total de 30 parcelas de 50cm x 50cm en zonas con distinta cobertura de pinos (zonas abiertas, cerradas e intermedias, 10 parcelas/zona) para estudiar el establecimiento de plántulas. Las zonas abiertas, cerradas e intermedias no se diferencian por la densidad de enebros sino que son definidas en sentido amplio como zonas sin pinos, zonas con una cobertura de pinos del 80% o superior, y zonas con cobertura de pinar inferior al 80% respectivamente. Las parcelas se siguieron mensualmente durante los otoño-inviernos de 2003-04 y 2004-05 pero no se registraron germinaciones ni establecimiento de plántulas.

Durante el otoño-invierno de 2004 se realizó un ensayo de germinación en el laboratorio. Para ello se emplearon 300 semillas obtenidas de una mezcla de semillas extraídas de gálbulos de 10

individuos sin tener en cuenta su localización. Las semillas (30 por placa de Petri) se dejaron germinar durante 70 días, registrándose la germinación semanalmente.

En noviembre-diciembre de 2004, cuando los gálbulos están maduros, se realizó un experimento de predación de gálbulos sin tener en cuenta el hábitat (claros/bajo el dosel). Para ello se fijaron al suelo placas de Petri en tres microhábitats distintos (bajo individuos femeninos de enebro, bajo pinos, bajo matorral-10 placas/microhábitat), colocándose 5 gálbulos/placa. La desaparición de éstos fue registrada semanalmente, excepto en un período de tres semanas. Los gálbulos desaparecidos fueron repuestos en cada revisión. Entre febrero y marzo de 2005, un ensayo de predación de semillas fue realizado en las mismas localizaciones; en este caso se dispusieron 5 semillas/placa. Además, se estimó el número de semillas intactas en una muestra de 724 cagarrutas de conejo recolectadas bajo la copa de varios individuos femeninos.

Las semillas de enebro parecen ser dispersadas principalmente por mamíferos omnívoros (HERRERA, 1989) como tejones, jabalíes y zorros, tal como hemos observado en las dunas del Parque Nacional de Doñana. La actividad de estas especies fue analizada en el área de estudio mediante la búsqueda de indicadores de su presencia (huellas, rastros, fecas) y el contenido de fecas encontradas en 10 transectos de 100 m de largo y 2 de ancho perpendiculares a la línea de costa en la zona de mayor densidad de enebros cada dos semanas durante noviembre-diciembre de 2004.

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante el software *Statistica 6.0*. En primer lugar se testó la normalidad y la homogeneidad de varianzas de los datos a analizar. El efecto del hábitat (claros/bajo el dosel) sobre la RFA, la densidad de polen y el crecimiento de los tallos fue testado mediante tests no paramétricos. Las diferencias entre hábitats y años en la producción de gálbulos, el número de semillas/gábulos, el porcentaje de semillas vacías y el porcentaje de semillas viables fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) previa transformación de las variables que lo necesitaron para cumplir los requerimientos de los test paramétricos.

4. Resultados

Los enebros localizados en los claros recibieron casi nueve veces más radiación, cuatro veces y media más polen, y el crecimiento de sus ramillas fue cinco veces y media mayor que el de las ramillas de los enebros localizados bajo los pinos (Tabla 1). La producción de gálbulos fue significativamente mayor en los claros que bajo el dosel de los pinos ($F= 40.26$, $p < 0.05$), pero no existieron diferencias interanuales entre hábitats ($F= 1.93$, $p = 0.16$), aunque sí un ligero incremento en ambos hábitats (Tabla 1). Tampoco existieron diferencias significativas en el número de semillas/gábulos ni entre hábitats ni entre años. Sin embargo, la proporción de semillas vacías mostró diferencias significativas entre años ($F= 119.46$, $p < 0.05$) y también entre situaciones en 2006 ($F= 16.91$, $p < 0.05$). Tampoco existieron diferencias significativas en la proporción de semillas viables (teñidas) entre años ($F= 0.50$, $p= 0.48$) o situaciones ($F= 2.61$, $p= 0.11$). Por último, no se registró ninguna germinación en el ensayo realizado en el laboratorio ni se detectó establecimiento de plántulas en las parcelas.

La desaparición de gálbulos en los tres microhábitats (bajo individuos femeninos, bajo pinos, bajo matorral) durante las seis semanas de duración del experimento fue continua. Solo se encontraron diferencias significativas entre hábitats el 20 de noviembre (chi-cuadrado= 7.758, $p = 0.021$), cuando 3,2 veces más gálbulos desaparecieron bajo los enebros que en los otros microhábitats. Todos los gálbulos desaparecieron bajo los enebros y los pinos en el período de tres semanas. Muy pocas semillas (todas sin restos de pulpa) fueron halladas cerca de las placas de Petri, apareciendo restos de semillas y gálbulos en el interior de cagarrutas de conejo encontradas alrededor de las placas. Cuando los gálbulos fueron reemplazados por las semillas (experimento de predación de semillas), casi todas las semillas permanecieron en las placas de Petri hasta el final del experimento. Solo cinco semillas de 150 habían desaparecido a principios

de marzo. Solo 2,76% de las cagarrutas recolectadas bajo individuos femeninos de enebro contuvieron alguna semilla intacta (20 semillas). Durante el período de máxima disponibilidad de gábulos (Octubre-Febrero), no se detectaron indicios de la presencia de tejones o jabalíes. Sin embargo, se encontraron huellas y fecas de zorro en varios transectos, aunque ninguna de las fecas contenía semillas de enebro.

5. Discusión

Los resultados obtenidos sugieren que la regeneración natural del enebro en las dunas del Paraje Natural de Enebrales de Punta Umbría se debe a un conjunto de factores no mutuamente excluyentes. Estos factores parecen estar relacionados con el efecto de los pinos sobre la ecofisiología y la biología reproductiva de los enebros.

Como muestran los datos de radiación, los pinos tienen un efecto significativo sobre el ambiente lumínico del área de estudio y el crecimiento de los enebros (Tabla 1). El sombreado es un tipo de estrés que limita la fotosíntesis y el crecimiento de las plantas (VALLADARES et al., 2004), reduciendo el fotosintato disponible para el crecimiento y la reproducción. La disminución en radiación en Enebrales de Punta Umbría se traduce pues en un menor crecimiento de las ramillas de los enebros que se encuentran sombreados por los pinos. Esta disminución del crecimiento de las ramillas implica que en los individuos que están sombreados existe menor superficie donde disponer las flores, es decir, se reduce la cantidad de flores producidas que podrían ser polinizadas. En cualquier caso, la competencia por el agua y los nutrientes también son importantes en el crecimiento y producción de óvulos, como se ha mostrado en *J. thurifera* (MONTESINOS et al., 2010).

La densidad de polen fue significativamente inferior bajo los pinos que en los claros del Paraje Natural (Tabla 1). ROBLEDO-ARNUNCIO et al. (2004) también observaron en pinares de pino silvestre una tendencia al aumento de la dispersión del polen cuando la densidad arbórea es baja y una restricción de la efectividad de la dispersión del polen cuando la densidad es alta. En el área de estudio, pinos y sabinas pueden representar un obstáculo para la dispersión del polen, incrementándose así la distancia efectiva entre individuos masculinos y femeninos de enebro, lo que puede ser la causa de la baja densidad de polen bajo el dosel. Esta baja densidad de polen puede limitar la polinización de los óvulos y, por lo tanto, la producción de gábulos y semillas, ya que según ARISTA et al. (2001) el polen es esencial para el desarrollo de las semillas en *J. oxycedrus* subsp *oxycedrus* y *J. macrocarpa*. Sin embargo, trabajos más recientes han mostrado la existencia de una cierta inespecificidad en la polinización de los *Juniperus* al comprobarse la retracción de la gota polinizante por polen inviable o partículas inorgánicas del tamaño adecuado (MUGNAINI et al., 2007). Por otro lado, aunque en este trabajo no se ha considerado, la viabilidad del propio polen también puede ser importante en el desarrollo de las semillas. Independientemente de las diferencias significativas en la densidad de polen bajo los pinos y los claros, ésta puede ser baja en su conjunto debido al escaso crecimiento de los enebros (lo que implicaría menor producción de flores masculinas) si se compara con enebrales más extensos y abiertos como los del Parque Nacional de Doñana o en repoblaciones de pinos menos densas y con árboles más altos (10-15 m) como la del Parque Natural de La Breña y Marismas del Barbate, donde se observan plántulas y juveniles (MUÑOZ-REINOSO, 2003).

El número de semillas/gábulos permaneció invariable entre hábitats (bajo dosel/claros) y entre años (2003/2006), lo que parece indicar que ello responde a una característica propia de la especie.

Aunque habitualmente suelen producir una gran cantidad de estróbilos, uno de los principales problemas de las coníferas es la baja producción de semillas viables, como ocurre en *Abies pinsapo* o *Thuja plicata* (ARISTA & TALAVERA, 1996; OWENS et al., 1990). En el presente trabajo el porcentaje de semillas vacías varió entre el 78.9 y el 86.2% en 2003 y entre el 37.4 y 56.8% en 2006 en claros y bajo los pinos respectivamente (Tabla 1). En el Paraje Natural y en el período 1994-96, ORTIZ et al.

(1998) encontraron un 74% de semillas vacías, mientras que en el período 1997-99 JUAN et al. (2003) encontraron un porcentaje de solo el 43.5%, aunque en ningún caso apuntan las causas de esos resultados. Considerando estos resultados en su conjunto, la alta variabilidad en la proporción de semillas vacías podría estar relacionada con la variabilidad interanual del clima mediterráneo, lo que estaría en consonancia con los resultados obtenidos por GARCÍA et al. (2002) en *J. communis*, donde el porcentaje de semillas vacías se correlacionaba positivamente con la precipitación durante el mes de polinización. Sin embargo, el ligero aumento observado en la producción de gábulos y el significativo aumento en la proporción de semillas con embrión entre 2003 y 2006 podrían ser debidos a los trabajos forestales realizados en el Paraje a principios de 2004. Estos trabajos, consistentes en el clareo y poda de los pinos, pudieron haber favorecido un relativo aumento en la dispersión del polen en la zona.

El estudio de la viabilidad de las semillas mostró que ésta no varió entre años ni entre hábitats, con valores generalmente inferiores al 10% (Tabla 1), lo que está de acuerdo con los resultados obtenidos por JUAN et al. (2003), que mostraron una viabilidad del 8.5%. Esta baja viabilidad de las semillas puede estar relacionada con la disponibilidad y calidad del polen (ARISTA et al., 2001), aunque la predación por insectos puede reducir la viabilidad de semillas viables, como ha mostrado GARCÍA (1998) en *J. communis*.

La tasa de germinación en el enebro marítimo es baja, como en otras especies de *Juniperus* (PACK, 1921; YOUNG et al., 1988). CANTOS et al. (1998) no encontraron ninguna germinación en semillas intactas de enebro a pesar de los distintos tratamientos empleados. El alto porcentaje de semillas vacías junto a la baja viabilidad de las mismas pueden ser la causa de la falta de germinación obtenida en el ensayo realizado con las semillas extraídas de gábulos maduros de Enebrales de Punta Umbría, aunque también la dormancia de las semillas pueden haber tenido alguna incidencia.

Como muestran los resultados obtenidos en el ensayo de predación de gábulos, en Enebrales de Punta Umbría ocurre una alta predación de las semillas cuando aún se encuentran dentro de los gábulos maduros. Los responsables de esta predación de semillas parecen ser los conejos, cuya densidad es alta dentro de la zona protegida al encontrar refugio de los cazadores y al ser sus predadores escasos. Los conejos comen casi el 100% de los gábulos maduros que caen al suelo debido a la escasez de alimento, destruyendo la mayor parte de las semillas. Aunque se ha documentado que los conejos pueden actuar como dispersores de semillas (MUÑOZ-REINOSO, 1993; SCHUPP et al., 1995; SANTOS et al., 1999), también pueden actuar como importantes predadores de semillas, apareciendo pocas semillas intactas dentro de sus fecas, como se ha encontrado en este trabajo (2,76% de fecas con semillas intactas) y mostraron SCHUPP et al. (1995). De esta manera, la escasa producción de gábulos parece ser insuficiente para saciar a los conejos y que algunas semillas escapen a la predación. Por otra parte, aunque su papel no ha sido convenientemente evaluado, los resultados del ensayo de predación de semillas sugieren que la importancia de los ratones puede ser baja y/o ser muy localizada.

En Enebrales de Punta Umbría también hay una limitación a la dispersión de semillas debido a que la presencia de mamíferos dispersores es escasa. En el área de estudio es rara la presencia de zorros y nula la de tejones y jabalíes en el período estudiado, especies que por otra parte podrían controlar la densidad de conejos. Esta ausencia de dispersores puede ser debida al pequeño tamaño de la zona protegida en la franja costera, la alta presión humana, la escasa cantidad de alimento en forma de gábulos, el aislamiento espacial, y la disponibilidad de alimentos alternativos como peces muertos o basura. La fragmentación del hábitat (su reducción de tamaño y aislamiento) tiende a producir un descenso generalizado de los dispersores y un aumento del consumo de semillas, cuyo resultado es la disminución de la dispersión y del establecimiento de nuevos individuos, como mostraron SANTOS & TELLERÍA (1994).

6. Conclusiones

Todos los procesos implicados en el reclutamiento del enebro marítimo parecen fracasar en estas pequeñas poblaciones de enebro localizadas bajo pinares de repoblación. En cualquier caso, la viabilidad de las semillas de los enebros del Paraje Natural fue tan baja que otros factores como la dispersión, el establecimiento o la germinación parecen irrelevantes.

Considerando la falta de regeneración natural del enebro marítimo puede asumirse que la protección no es suficiente garantía para la supervivencia de la especie en esta repoblación costera y en otras similares, siendo necesario un manejo adecuado del pinar. Una polinización deficiente y la baja viabilidad del polen son dos problemas en el ciclo reproductivo de los enebros (ARISTA et al., 2001). En estas repoblaciones costeras el fracaso de la polinización parece ser causada por la densidad de pinos que, por una parte disminuyen el crecimiento de los enebros (y por tanto la producción de flores) y, por otra, por la dispersión del propio polen, como muestran los resultados obtenidos, aún sin considerar la viabilidad del mismo.

La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía ha desarrollado un Programa de Conservación de los Enebrales Costeros que incluye medidas para enfrentar estos problemas mediante prácticas silviculturales (clareos y podas). Sin embargo, los datos hasta 2006, a pesar de mostrar una ligera tendencia al aumento de la producción de gábulos y de semillas con embrión, no han mostrado un aumento de la viabilidad de las semillas. Probablemente son necesarias prácticas más intensivas en el clareo de los pinos a escala local para abrir el dosel arbóreo y reducir la competencia por el agua y los nutrientes. Además, otros factores que actúan a una mayor escala espacial parecen incidir en la falta de regeneración natural del enebro en el Paraje Natural de Enebrales de Punta Umbría. A escala de paisaje es necesario restaurar la conectividad entre las poblaciones de enebro y entre éstas y ecosistemas conservados interiores que alberguen el conjunto de dispersores de semillas. El debilitamiento de las interacciones entre los enebros y sus dispersores a lo largo de la costa debido a la destrucción y fragmentación de los hábitats sin duda contribuyen a la extinción local de los enebrales costeros.

7. Agradecimientos

La Consejería de Medio Ambiente financió los trabajos entre 2003 y 2005. Ana Aquino contribuyó en la obtención de datos de 2006.

8. Bibliografía

ARISTA, M.; TALAVERA, S.; 1996. Density effect on the fruit-set, seed crop viability and seedling vigour of *Abies pinsapo*. *Ann Bot* 77: 187-192.

ARISTA, M.; ORTIZ, P.L.; TALAVERA, S.; 2001. Reproductive cycles of two allopatric subspecies of *Juniperus oxycedrus* (Cupressaceae). *Flora* 196: 114-120.

CANTOS, M.; CUEVA, J.; ZÁRATE, R.; TRONCOSO, A.; 1998. Embryo rescue and development of *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* and *macrocarpa*. *Seed Science. and Technology* 26: 193-198.

GARCÍA, D.; 1998. Interaction between juniper *Juniperus communis* L. and its fruit pest insects: Pest abundance, fruit characteristics and seed viability. *Acta Oecologica* 19: 517-525.

- GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; GÓMEZ, J.M.; HÓDAR, J.A.; 2002. Annual variability in reproduction of *Juniperus communis* L. in a Mediterranean mountain: relationship to seed predation and weather. *Écoscience* 9: 251-255.
- GARCÍA NOVO, F.; MERINO, J.; 1993. Dry coastal ecosystems of Southwestern Spain. En: VAN DER MAAREL, E. (ed): *Dry coastal ecosystems. Polar regions and Europe. Ecosystems of the World 2A*. Pp 349-362. Elsevier, Amsterdam.
- GÉHU, J.M.; 1993. The coastal woodlands of Europe. En: TEKKE, R.; SALMAN, A. (eds): *Coastal Dune Woodlands along the Atlantic and North Sea Shores*. Pp 6-16. EUCC Internal Report Series 4, Leiden.
- GRANADOS, M.; OJEDA, J.F.; 1993. *Intervenciones públicas en el Litoral Atlántico Andaluz. Efectos territoriales*. Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 116 p. Sevilla.
- GRIME, J.P.; 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley. 222 p. New York.
- HERRERA, C.M.; 1989. Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. *Oikos* 55: 250-262.
- JUAN, R.; PASTOR, J.; FERNÁNDEZ, I.; DIOSDADO, J.C.; 2003. Relationships between mature cone traits and seed viability in *Juniperus oxycedrus* subsp. *macrocarpa* (Sm.) Ball (Cupressaceae). *Acta Biológica Cracoviensia Series Botanica* 45(2): 69-78.
- KAZAKIS, G. (2014). Actions for the conservation of coastal dunes with *Juniperus* spp. in Crete and the South Aegean (Greece)-JUNICOAST. Final Report.
- MANDRIOLI, P.; COMTOIS, P.; LEVIZZANI, V.; 1998. *Methods in Aerobiology*. Pitagora Editrice. 261 p. Bologna.
- MONTESINOS, D.; GARCÍA-FAYOS, P.; VERDÚ, M.; 2010. Relictual distribution reaches the top: elevation constrains fertility and leaf longevity in *Juniperus thurifera*. *Acta Oecologica* 36: 120-125.
- MUGNAINI, S.; NEPI, M.; GUARNIERI, M.; PIOTTO, B.; PACINI, E.; 2007. Pollination drop in *Juniperus communis*: response to deposited material. *Ann Bot* 100: 1475-1481.
- MUÑOZ-REINOSO, J.C.; 1993. Consumo de gálbulos de sabina (*Juniperus phoenicea* ssp. *turbinata* Guss, 1891) y dispersión de semillas por el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en el Parque Nacional de Doñana. *Doñana Acta Vertebrata* 20: 49-58.
- MUÑOZ-REINOSO, J.C.; 2003. *Juniperus oxycedrus* ssp. *macrocarpa* in SW Spain: ecology and conservation problems. *J Coast Cons* 9: 113-122.
- MUÑOZ-REINOSO, J.C.; 2004. Diversity of maritime juniper woodlands. *For Ecol Man* 192: 267-276.

- ORTIZ, P.L.; ARISTA, M.; TALAVERA, S.; 1998. Low reproductive success in two subspecies of *Juniperus oxycedrus* L. *Int J Plant Sci* 159: 843-847.
- OWENS, J.N.; COLANGELI, A.M.; MORRIS, S.J.; 1990. The effect of self-, cross-, and no pollination on ovule, embryo, seed, and cone development in western red cedar (*Thuja plicata*). *Can J For Res* 20: 66-75.
- PACK, D.A.; 1921. After-ripening and germination of *Juniperus* seeds. *Botanical Gazette* 71: 32-60.
- PINNA, M.S.; PONTECORVO, C.; BACCHETTA, G.; 2009. The Life Providune project for the conservation and restoration of dune habitats among the sites of Cagliari, Olbia-Tempio, Matera Caserta provinces. *45th SISV and FIP Inter Congress*, Cagliari.
- ROBLEDO-ARNUNCIO, J.J.; SMOUSE, P.E.; GIL, L.; ALÍA, R.; 2004. Pollen movement under alternative silvicultural practices in native populations of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in central Spain. *For Ecol Man* 197: 245-255.
- SÁNCHEZ CODOÑER, A. (2008). El proyecto LIFE Enebro. *Memoria de las jornadas virtuales*, Pp 6-11. Valencia.
- SANTOS, T.; TELLERÍA, J.L.; 1994. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of Spanish juniper *Juniperus thurifera*. *Biol Cons* 70: 129-134.
- SANTOS, T.; TELLERÍA, J. L.; VIRGOS, E.; 1999. Dispersal of Spanish Juniper *Juniperus thurifera* by birds and mammals in a fragmented landscape. *Ecography* 22: 193-204.
- SCHEMSKE, D.W.; HUSBAND, B.C.; RUCKELSHAUS, M.H.; GOODWILLIE, C.; PARKER, I.M.; BISHOP, J.G.; 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584-606.
- SCHUPP, E. W.; FUENTES. M.; GÓMEZ. J. M.; 1995. Dispersal of Utah juniper (*Juniperus osteosperma*) seeds by lagomorphs, in: *Proceedings Fifth International Rangeland Congress*, pp. 496 497.
- TEKKE, R.M.H.; SALMAN, A.H.P.M.; 1995. Coastal woodlands, forestry and conservation along the Atlantic and North Sea shores. En: SALMAN, A.H.P.M.; BERENDS, H.; BONANZOUTAS, M. (eds.) *Coastal management and conservation*. Pp. 396-409; EUCC, Leiden.
- THOMAS, P.A.; PACKHAM, J.R.; 2007. *Ecology of woodlands and forests. Description, dynamics and diversity*. Cambridge University Press. 528 p. Cambridge.
- VALLADARES, F.; ARANDA, I.; SÁNCHEZ-GÓMEZ, D.; 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. En: VALLADARES, F. (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Pp 335-369; Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- YOUNG, J.A.; EVANS, R.A.; BUDY, J.D.; PALMQUIST, D.E.; 1988. Stratification of seeds of Western and Utah juniper. *For Sci* 34: 1059-1066.

Tabla 1. Datos estimados para las distintas variables estudiadas en los hábitats del Paraje Natural de Enebrales de Punta Umbría. La misma letra en las filas indica que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los valores. Para la producción de gálbulos, el número de semillas/gábulos, la proporción de semillas vacías y de semillas viables también se compara entre los años 2003 y 2006.

| | Bajo el dosel | Claros |
|--|-------------------|---------------------|
| Radiación Fotosintéticamente Activa ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) | 224.5 \pm 8.4a | 1905.2 \pm 5.9b |
| Densidad de polen | 378.7 \pm 58.7a | 1717.0 \pm 159.0b |
| Crecimiento ramillas (cm) | 0.5 \pm 0.2a | 2.8 \pm 0.7b |
| Producción gálbulos 2003 | 111.7 \pm 30.0a | 667.6 \pm 157.1b |
| Producción gálbulos 2006 | 193.1 \pm 51.4a | 821.6 \pm 158.6b |
| Semillas/gálbulos 2003 | 2.7 \pm 0.1a | 2.9 \pm 0.1a |
| Semillas/gálbulos 2006 | 2.8 \pm 0.1a | 2.9 \pm 0.1a |
| Semillas vacías 2003 (%) | 86.2 \pm 2.6a | 78.9 \pm 3.2a |
| Semillas vacías 2006 (%) | 56.8 \pm 3.6b | 37.4 \pm 3.4c |
| Semillas viables 2003 (%) | 7.0 \pm 2.0a | 9.9 \pm 1.5a |
| Semillas viables 2006 (%) | 7.6 \pm 1.8a | 12.9 \pm 4.1a |