



5º CONGRESO FORESTAL
ESPAÑOL

5º Congreso Forestal Español

Montes y sociedad: Saber qué hacer.

REF.: 5CFE01-378

Editores: S.E.C.F. - Junta de Castilla y León
Ávila, 21 a 25 de septiembre de 2009
ISBN: 978-84-936854-6-1
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Reforestación con arbustos para favorecer la conectividad ecológica en el Corredor Verde del Guadiamar

RODRÍGUEZ, A.¹, MARAÑÓN, T.², DOMÍNGUEZ, M. T.², MURILLO, J. M.², JORDANO, D.³, FERNÁNDEZ HAEGER, J.³ y CARRASCAL, F.⁴

¹ Estación Biológica de Doñana, CSIC, Américo Vespucio s/n, 41092 Sevilla.

² Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla.

³ División de Ecología, Edificio Celestino Mutis (C-4), Campus de Rabanales, Universidad de Córdoba, 14071-Córdoba.

⁴ Área Medio Natural, Tragsatec Andalucía, Polígono Sevilla Industrial, C/ PARSI 5, 41016 Sevilla.

Resumen

Se propone un diseño de restauración ecológica cuya función específica es fomentar la conectividad regional de un agrosistema (que ha sido contaminado con lodos mineros y posteriormente remediado) para múltiples especies de fauna forestal a través del Paisaje Protegido del Corredor Verde del Guadiamar, Sevilla. La propuesta se basa en el principio de aumentar la heterogeneidad espacial de la vegetación a varias escalas, tanto desde el punto de vista estructural como de diversidad de especies, para tratar de facilitar el aumento de especies animales que de ella dependen y la conectividad del conjunto. Para ello se ha diseñado un sistema de plantación de leñosas arbustivas en forma de parches discretos, distribuidos espacialmente en los herbazales regenerados espontáneamente en la zona inundable del río tras el episodio de contaminación y posterior recuperación de los suelos. Se plantean tres cuestiones para contrastar la capacidad real del modelo de reforestación para satisfacer los objetivos de conservación: 1) Comprobar si el diseño y ejecución de la plantación son adecuados para producir una vegetación estructurada, diversa y que ofrezca un hábitat de calidad para las especies de fauna forestal. 2) Comprobar si el aumento de la diversidad florística (en especies leñosas) se refleja en un aumento de la diversidad de especies animales. 3) Comprobar si el cambio en la cantidad y disposición espacial de la vegetación leñosa favorece la conectividad para las especies de fauna forestal. En este trabajo se presentan algunos resultados preliminares obtenidos a varias escalas: a) En una parcela piloto de 15 ha donde se han plantado 14.668 plantas de 16 especies autóctonas sobre la que se ha realizado un seguimiento de su supervivencia y crecimiento durante los tres primeros años. b) Estudios extensivos en zonas de diferente cobertura arbustiva (plantaciones de hace 7-9 años) a lo largo del Corredor Verde del Guadiamar y en fragmentos forestales vecinos. c) Resultados preliminares sobre el uso que están haciendo de estos parches algunas especies de mamíferos, así como de los movimientos de una especie de mariposa entre fragmentos.

Palabras clave

Restauración ecológica, dinámica de parches, fragmentación de hábitats, mosaicos de vegetación, micromamíferos, lepidópteros

1. Introducción

El diseño de la reforestación de montes públicos, áreas incendiadas o degradadas se lleva a cabo habitualmente con criterios productivistas, estéticos, recreativos, o de prevención de la desertización. Apenas se realizan reforestaciones cuyo objetivo esté explícita y primordialmente ligado al mantenimiento o aumento de la biodiversidad, o a la restauración de procesos ecológicos propios de bosques poco alterados (STANTURF y MADSEN 2002; TWEDT et al. 2006; para una revisión sobre gestión forestal y biodiversidad en España véase CAMPRODON y PLANA 2007). Por otro lado, algunas de las técnicas silvícolas que se

aplican habitualmente, tanto en bosques maduros como en plantaciones jóvenes suelen provocar pérdidas de biodiversidad en lugar de favorecerla (BALMER y ERHARDT 2000; ROONEY et al. 2004).

En 1998 el curso bajo del río Guadiamar fue devastado por el vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar (Sevilla). La zona afectada fue limpiada, remediada y reforestada, siendo declarada "Paisaje Protegido del Corredor Verde del Guadiamar" (CVG). La restauración de la cubierta vegetal del CVG mediante plantación de especies leñosas pretende, entre otras funciones, promover una conexión física para especies forestales (animales y vegetales) a escala regional entre Sierra Morena y la comarca de Doñana (ver un ejemplo de corredor a gran escala en LINDEN et al. 2000).

Proponemos un modelo de reforestación con plantas leñosas que favorezca la función conectora regional del CVG para especies de fauna forestal. La conectividad, o permeabilidad de un paisaje al movimiento o propagación de un taxón (o sus propágulos), al igual que la selección de hábitat, es específica de cada especie (LEES y PERES 2008, MERCKX et al. 2009). Ante la incertidumbre sobre qué especies forestales pueden ser las idóneas para restaurar un ecosistema que favorezca su flujo regional, optamos por un diseño multifuncional, potencialmente favorable para taxones que sirvan de paraguas colectivo a las especies y procesos ecológicos cruciales en las etapas iniciales de la restauración (BEIER et al. 2008). Nuestro modelo de restauración incorpora tres elementos esenciales. Primero, adoptamos el uso de mezclas de árboles y arbustos, con predominio de éstos últimos, con objeto de diversificar la estructura resultante y, por tanto, también la riqueza de especies (VERSCHUYL et al. 2008). Segundo, propiciamos la heterogeneidad espacial en la distribución de las plantas a varias escalas, desde variaciones en la densidad de plantación (10^{-1} m) hasta la separación de las unidades de plantación (10^3 m), pasando por una plantación en parches de distinto tamaño y separación (10^1 m). El énfasis en la heterogeneidad espacial persigue generar un mosaico aceptable para el asentamiento y el movimiento de especies que perciben la heterogeneidad a distintas escalas (GEHRING y SWIHART 2003). Por último, nuestro modelo de restauración forestal contempla un interés especial en maximizar la supervivencia de las plantas durante los primeros tres años, periodo durante el cuál su vulnerabilidad es mayor (PAUSAS et al. 2004), mediante un programa de mantenimiento intensivo. Esta mortalidad podría verse acentuada en la zona por el efecto de la contaminación del suelo, que puede inhibir el crecimiento de las raíces y por tanto afectar negativamente a la tolerancia a la sequía (DOMÍNGUEZ et al. 2009a).

El modelo se ha llevado a la práctica en una única parcela experimental del CVG, en 2006. A nivel comparativo se ha estudiado la respuesta de plantas arbustivas en otros puntos del CVG (plantaciones de 1999-2000). El examen de la respuesta de algunos taxones animales a la restauración de la cubierta arbustiva también se ha llevado a cabo en otros puntos muy localizados del CVG (reforestaciones de 5-10 años de edad) donde se ha desarrollado cierta cobertura arbustiva, así como en zonas aledañas al CVG, en el Espacio Natural de Doñana, donde la cobertura y estructura de la vegetación podrían asemejarse a la que tendrá la plantación experimental dentro de varias décadas.

2. Objetivos

Se presentan resultados preliminares del seguimiento de la plantación experimental, y de la estima de los cambios en diversidad y conectividad asociados al desarrollo de la vegetación leñosa. En primer lugar, se han calculado las tasas de supervivencia de plantas

durante el primer año de la plantación experimental y se analizan sus variaciones en función de la composición por especies. En segundo lugar, se mide el crecimiento de una muestra de plantas y el posible efecto de las condiciones de agua, nutrientes y contaminantes residuales en el suelo. En tercer lugar, se analiza el tamaño, vigor y estado nutritivo de plantas individuales de arbustos procedentes de las reforestaciones iniciales. En cuarto lugar, se ofrecen resultados preliminares de la distribución de algunos vertebrados en función del estado de desarrollo de la cobertura arbustiva. Finalmente, se presentan algunos datos de distancias de vuelo de una mariposa modelo en un hábitat fragmentado para tratar de comprobar si nuestro diseño se ajusta a la capacidad de movimiento entre parches de estos organismos

3. Metodología

Seguimiento de la plantación experimental

Nuestro modelo de restauración forestal se ha aplicado a una parcela experimental de 15 ha situada en la llanura aluvial del río Guadimar, próxima a la localidad de Aznalcázar (Sevilla). La plantación se realizó en 2006 (enero-febrero). Se plantaron 14.668 plantas de una o dos savias en 24 parches o unidades de plantación espacialmente discretas que variaban en tamaño (0.16-0.48 ha), en densidad (marcos de plantación de 1 m, 1.5 m, 2 m y 2.5 m), en la composición por especies de las mezclas (xerófila, intermedia e higrófila). Los tratamientos de mantenimiento fueron adecuados a cada marco de plantación: desbroce mecanizado en marcos de 2.5 m, desbroce con motodesbrozadora de mano en marcos de 1.5 m y 2 m, y desbroce manual con azada en marcos de 1 m. Todas las plantas se regaron una vez al mes durante el periodo de sequía estival.

Cada mezcla de plantas contenía 6 especies, dos especies de porte arbóreo y 4 de porte arbustivo. Dos de las especies arbustivas dominaron en abundancia inicial dentro de la mezcla (30% cada una). Las especies dominantes fueron: *Salix atrocinerea* / *Myrtus communis* para la mezcla higrófila, *Pistacia lentiscus* / *Crataegus monogyna* para la intermedia, y *Pistacia lentiscus* / *Phillyrea angustifolia* para la xerófila. El resto de las especies (10% de las plantas) fueron: *Salix alba*, *Fraxinus angustifolia*, *Tamarix africana* y *Nerium oleander* en la mezcla higrófila, *Populus alba*, *Olea europaea*, *Phillyrea angustifolia* y *Retama sphaerocarpa* en la intermedia, y *Quercus ilex*, *Arbutus unedo*, *Crataegus monogyna* y *Quercus coccifera* en la xerófila. Las mezclas se asignaron a los parches en función de la topografía: las mezclas de plantas higrófilas se plantaron en las depresiones inundables mientras que las xerófilas en las zonas más elevadas (el desnivel máximo dentro de la parcela es de 3,6 m; FERNÁNDEZ 2006).

La supervivencia de las plantas se estimó 10 meses después de la plantación, tras el primer periodo de estrés estival. Se realizó un censo completo de las plantas en ese momento y la supervivencia se estimó en forma de desviaciones de las proporciones observadas respecto a las proporciones teóricas plantadas.

Vigor y estado nutritivo de especies arbustivas

Se ha estimado el éxito de las reforestaciones iniciales (1999-2000) mediante un inventario de manchas de vegetación leñosa a partir de la ortofoto construida con imágenes de un sensor infrarrojo (primavera de 2005). Las manchas potenciales se identificaron a partir de la textura y el color de la imagen (indicador de actividad fotosintética), se estimó su cobertura

aparente, y se digitalizaron en un sistema de información geográfica. La cobertura real de una muestra de manchas de cada clase de cobertura se midió en el campo.

Durante el otoño 2008 se han muestreado plantas (de las plantaciones iniciales) y suelo en cinco puntos del Corredor Verde. En cada punto se han seleccionado tres individuos de cada una de las especies arbustivas abundantes. Se ha medido el tamaño (diámetro del tronco en la base, anchura y altura de la copa) y se ha estimado su cubierta de copa (superficie proyectada en el suelo, estimada como el área de una elipse). Se han tomado muestras de hojas (en el caso de la retama, de ramitas terminales), así como una muestra compuesta (mezcla de dos submuestras) de suelo superficial (0-25 cm). En total se han tomado 71 muestras de 9 especies arbustivas.

Para cada individuo se han caracterizado los rasgos foliares (con una muestra de 10 hojas totalmente expandidas): área foliar (mediante escaneo y análisis de imagen digital), peso seco (al menos 48 horas a 60°C), área foliar específica (cociente entre área y peso seco). Se ha estudiado el estado nutritivo: estima del contenido de clorofila (medidor SPAD en fresco), análisis del contenido de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg y S) y micronutrientes (Fe, Mn, Cu y Zn), mediante digestión y espectroscopía óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Ver detalles de métodos analíticos en DOMÍNGUEZ et al. (2009c).

Distribución de vertebrados

Teniendo en cuenta la información sobre la vegetación arbustiva obtenida por fotointerpretación se han considerado tres clases de cobertura: alta: >30%; media: 10-20%; y baja: herbazales con matas aisladas que en conjunto suponen <5%. Se han seleccionado cuatro sitios por cada una de las tres clases de cobertura para el estudio de los vertebrados. En la plantación experimental se establecieron 4 sitios adicionales, de manera que el número total de sitios muestreados fue 16. La separación mínima entre sitios adyacentes fue de 1000 m, excepto en la plantación experimental. En cada sitio se establecieron dos cuadrados de 0.25 ha separados >100 m. En cada cuadrado se dispuso una malla de 49 trampas de rejilla separadas 7 m. Este tipo de trampas es generalista y permite capturar a todas las especies de micromamíferos presentes en el área de estudio, excepto los micrótidos. Las trampas se cebaron y se mantuvieron operativas en sesiones de 4 noches sucesivas en cada sitio.

En cada sitio se emplazaron dos transectos paralelos de 400 m de longitud, separados 100 m entre sí. Cada 100 m se estableció una parcela de muestreo donde se contó el número de excrementos de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en 5 círculos de 40 cm de diámetro dispuestos en forma de estrella. El valor medio fue considerado un índice de abundancia local, replicado 10 veces en cada sitio. Con objeto de documentar cambios en las comunidades de vertebrados asociadas al desarrollo de la cobertura arbustiva, se han realizado además muestreos similares de topillos, carnívoros y aves en los 16 sitios a las escalas apropiadas (los resultados no se exponen aquí por limitaciones de espacio).

Movilidad de mariposas

Durante el mes de Junio de 2008 se siguieron los patrones de movimientos de 464 mariposas (257 ♂♂ y 207 ♀♀) a lo largo del borde de un cortafuegos de unos 30 m de anchura que separa dos fragmentos de matorral donde la mariposa era muy abundante (54 ♂♂ y 16 ♀♀ /100m frente a 68 ♂♂ y 15 ♀♀ /100m en cada margen del cortafuegos el día 11 de

Junio) y con densidades muy parecidas. La distancia entre ambos fragmentos es equivalente a la separación entre parches de la plantación.

Las trayectorias de vuelos registrados se clasificaron en las siguientes categorías:

- 0: la trayectoria no sale al borde del cortafuego.
- 1: la trayectoria se interna hasta 1m en el cortafuego para retornar después.
- 2: la trayectoria alcanza la parte central del cortafuego para retornar después.
- 3: la mariposa cruza el cortafuego.

4. Resultados

Seguimiento de la plantación experimental

La supervivencia total para la mezcla intermedia fue del 66.2% tras el primer verano (a partir de 2796 plantas censadas en tres parcelas distintas de mezcla intermedia). Se registraron tasas de supervivencia superiores al 65% para *C. monogyna*, *O. europaea*, *P. angustifolia* y *P. lentiscus*. La tasa más alta correspondió a *C. monogyna* (90.0%). En cambio, la supervivencia de *R. sphaerocarpa* fue mucho menor (27.2%) y sólo el 2.5% de los álamos sobrevivieron. Los valores relativos de estas tasas se mantuvieron entre parcelas, aunque se observaron ciertas desviaciones sistemáticas para todas las plantas en determinadas parcelas. El estrés hídrico durante el verano fue la principal causa aparente de mortalidad (causa asignada al >87% de las marras para todas las especies, con excepción de *P. alba* para la cual el 41% de las marras fue atribuida al desbroce estival).

La supervivencia para la mezcla xerófila fue de 66,8% durante el primer año (a partir de una muestra de 1.778 plantas examinadas). Las tasas de supervivencia en este tipo de mezcla fueron relativamente altas (74-84%) para *C. monogyna*, *P. angustifolia* y *P. lentiscus*. Las otras tres especies mostraron tasas de supervivencia inferiores al 45%, y el valor mínimo observado correspondió al 36% de *A. unedo*. Este patrón fue consistente entre parcelas. En todas las especies, la mayor causa de mortalidad aparente (93-100% de atribuciones) fue la falta de suficiente humedad durante el verano.

Las plantas de la mezcla higrófila tuvieron en promedio menor éxito que las de otras mezclas. La supervivencia tras el primer verano fue del 34.7% para una muestra de 1.174 individuos. Este valor relativamente bajo se debió a la mortalidad masiva de las dos especies de *Salix* (supervivencia del 0.04%). En las demás especies, entre el 56% y el 67% de las plantas sobrevivieron hasta el primer otoño. Las pérdidas por desbroce (21.7%) fueron mayores que en otras mezclas. Estas diferencias se mantuvieron entre parcelas.

Vigor y estado nutritivo de especies arbustivas

Las especies arbustivas que ofrecen una mayor cubierta de copa (después de 8-9 años) son la retama, el romero, el lentisco y el acebuche. Las que más han crecido en altura (más de 3m) son la retama y el majuelo (Tabla 1). Aunque el romero no se utilizó en la plantación experimental, se ha estudiado por ser muy abundante en las plantaciones iniciales en otras zonas del CVG y por su éxito relativo en formar cobertura vegetal; la jara se ha estudiado, pese a ser muy escasa en las plantaciones, por su valor como indicadora al ser acumuladora de metales pesados en hojas.

Tabla 1. Características de las especies arbustivas plantadas en el Corredor Verde del Guadamar (1999-2000). Valores de media \pm desviación estándar.

Especie	N	Altura (cm)	Cubierta (m ²)
<i>Retama sphaerocarpa</i>	9	356 \pm 55	9,1 \pm 6
<i>Crataegus monogyna</i>	6	339 \pm 57	3,4 \pm 1
<i>Arbutus unedo</i>	5	277 \pm 62	3,4 \pm 2
<i>Olea europaea</i>	15	228 \pm 77	4,6 \pm 4
<i>Phillyrea angustifolia</i>	12	209 \pm 40	2,7 \pm 1
<i>Pistacia lentiscus</i>	10	177 \pm 40	5,0 \pm 2
<i>Rosmarinus officinalis</i>	6	155 \pm 37	6,9 \pm 3
<i>Myrtus communis</i>	3	126 \pm 23	3,0 \pm 1
<i>Cistus salvifolius</i>	5	99 \pm 21	1,0 \pm 0,6

Existen diferencias entre las distintas especies arbustivas en la acumulación en las hojas de los diferentes elementos minerales (Figura 1). El primer eje del análisis multivariante (41% de varianza) recoge una tendencia desde las especies ricas en nutrientes foliares, como el majuelo (media de 24 g kg⁻¹ de Ca) y el romero (media de 11 g kg⁻¹ de K) hasta las más pobres como el madroño (media de 6 g kg⁻¹ de K) y el labiérnago (5 g kg⁻¹ de K).

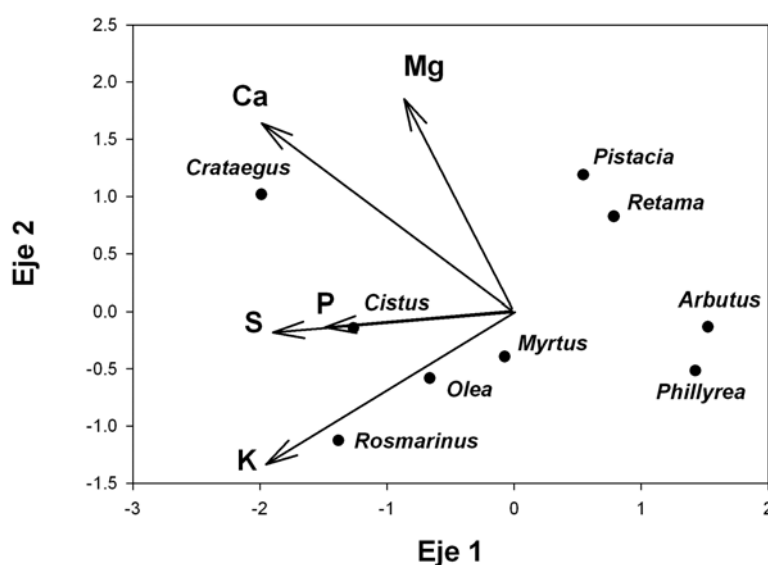


Figura 1. Análisis de componentes principales de las 70 muestras de hoja de nueve especies arbustivas según su contenido en macro-nutrientes. Se representa el valor medio de los factores de cada especie y el valor multiplicado por cinco (para mayor claridad) para los factores de los elementos.

Distribución de vertebrados

Se ha estudiado la actividad de los micromamíferos durante el otoño, estimada como frecuencia de capturas de cada especie por sesión de trampeo. Se han detectado cuatro especies: *Mus spretus*, *Apodemus sylvaticus*, *Rattus rattus* y *Crocidura russula*. La respuesta al desarrollo de la cobertura arbustiva varió entre especies. Los índices medios de actividad (capturas/sesión) de *M. spretus* fueron relativamente elevados en todas las clases de cobertura, con un pico en la categoría 10-20% (baja: 6.8, media: 16.0, alta: 7.6). Un modelo lineal generalizado (con error de Poisson, tras corregir la sobredispersión de los datos) indicó que estas diferencias no fueron significativas (Wald $t=2.86$, $gl=2$, $p=0.240$). Por el contrario, A.

sylvaticus y *R. rattus* mostraron mayor actividad en sitios con cobertura alta (2.9 y 3.1 capturas/sesión, respectivamente) que en sitios con cobertura baja (0.0 y 0.3 capturas/sesión, respectivamente). La actividad de ambas especies fue de 0.9 capturas/sesión en áreas de cobertura media. Estas diferencias fueron significativas (regresión de Poisson; *A. sylvaticus*, Wald $t=5.61$, $p=0.061$; *R. rattus*, Wald $t=9.05$, $p=0.011$). *C. russula* sólo fue detectada en un sitio de cobertura alta. La riqueza media de micromamíferos aumentó significativamente con el grado de desarrollo de la cobertura arbustiva (baja: 0.56, media: 1.38, alta: 1.87; regresión de Poisson, Wald $t=13.25$, $gl=2$, $p=0.001$).

El índice de abundancia de conejos varió notablemente con el grado de desarrollo de la cobertura arbustiva. El índice medio de abundancia ($\pm SE$) fue muy bajo en herbazales con $<5\%$ de cobertura (0.30 ± 0.71 , $n=50$) y aumentó de forma no lineal con el incremento de la misma, de manera que el valor medio fue de 2.97 ± 5.01 ($n=40$) en herbazales o pastizales con 10-20% de matorral. En puntos de muestreo donde los arbustos cubren $>30\%$ de la superficie, el índice de abundancia de conejos fue 3.88 ± 7.74 ($n=40$). Un modelo lineal mixto (en el que el sitio se introdujo como efecto aleatorio) indicó que las diferencias en el índice medio de abundancia de conejos entre clases de cobertura fueron significativas ($F_{2,127}=6.016$, $p=0.003$). Los contrastes *a posteriori* (test de Tukey) indicaron que las diferencias residen entre la clase de cobertura baja y el resto.

Movilidad de mariposas

Como puede observarse en la tabla 2 la gran mayoría de las mariposas o no salen al cortafuegos o retornan inmediatamente al detectar este espacio hostil (categorías 0 y 1). El 91.4 % de los vuelos de machos y el 89.8 % de las hembras están en las dos primeras categorías. Estos individuos se desplazan, por tanto, siguiendo el borde del matorral sin decidirse a cruzar un espacio que detectan como desfavorable. No obstante, el 6.2 % de los machos y el 7.2% de las hembras llegaron a cruzar el cortafuegos y se adentraron en la franja opuesta de hábitat favorable, conectando así los dos fragmentos.

Tabla 2. Categorías de trayectorias como porcentajes sobre el total observadas para cada sexo de *P. argus*

Tipos de trayectorias	0	1	2	3
♂ N=252	62.6	28.8	2.3	6.2
♀ N=207	70.0	19.8	2.9	7.2

5. Discusión

Las plantas reforestadas en el CVG tienen que resistir diversas condiciones adversas: la sequía veraniega, la radiación elevada en zonas abiertas, la alteración de la estructura del suelo por las operaciones de limpieza y restauración, la contaminación residual del suelo, además de la competencia por las plantas herbáceas y la herbivoría (DOMÍNGUEZ et al. 2009a). A pesar de ello, el resultado general de la plantación experimental fue bastante bueno, con tasas de supervivencia superiores al 60% de la mayor parte de las especies. Los individuos arbustivos de las plantaciones iniciales (con 8-9 años) han adquirido un buen porte (p. ej. las retamas y majuelos superan los 3m de altura) y una cobertura amplia y densa (p. ej. lentiscos y romeros con más de 5 m²).

El estado nutritivo depende de cada especie arbustiva y está influido por las interacciones entre los elementos. En un estudio previo se ha encontrado una cierta deficiencia de fósforo en las hojas de acebuche del CVG (indicada por un valor alto del cociente N:P igual a 15), relacionada con la acidez del suelo y el contenido en elementos traza (DOMÍNGUEZ et al. 2008, 2009b,c).

La relativa pobreza de la comunidad de micromamíferos en el CVG y áreas limítrofes es característica de muchos ambientes mediterráneos de la península Ibérica (MORENO y BARBOSA 1992). *R. rattus* y, especialmente *A. sylvaticus*, parecen evitar por completo los herbazales prácticamente desprovistos de arbustos, donde probablemente perciben un elevado riesgo de depredación (DÍAZ 1992). Sin embargo, apenas el matorral cubre el 10% del área, la composición de la comunidad puede recomponerse por completo, de forma análoga a lo observado en estadios sucesionales del monte mediterráneo (TORRE y DÍAZ 2004). No obstante, en una localidad elegida aleatoriamente, incluso dentro la clase de >30% de cobertura, en promedio sólo se detectan menos de la mitad de las cuatro especies que componen la comunidad a escala regional (microtininos aparte), lo que sugiere que el efecto de la complejidad estructural sobre la diversidad viene modulado por otros procesos ecológicos a escala local.

El conejo estuvo ausente de la mayor parte de los herbazales sin arbustos y, en los pocos sitios donde apareció, su abundancia fue muy baja. Con un desarrollo modesto de la cobertura arbustiva (entre el 10% y el 20%), su índice de abundancia ya alcanza valores similares a los de manchas de matorral de cobertura intermedia (>30%) que, si además contienen especies arbustivas de porte alto, se acercan al óptimo del hábitat para la especie (PALOMARES 2001). El notable aumento de la varianza en el índice de abundancia de conejos en áreas con cobertura media o alta puede deberse en gran medida a la agregación espacial de las letrinas de esta especie.

Los movimientos y distancias recorridas por *P. argus* pueden ser fuertemente dependientes de las características estructurales del hábitat. Nuestros experimentos anteriores de marcado y suelta con 3.578 ejemplares de ambos sexos demuestran que en hábitats continuos los desplazamientos netos de las mariposas llegaron hasta los 783m, distancia equivalente a la existente entre las unidades de plantación de nuestro modelo, aunque la distancia media recorrida fue mucho menor (70m) (GUTIÉRREZ et al. 2004). Adicionalmente, las mariposas tienden a desplazarse hacia los parches que les son atractivos, con una probabilidad mayor que la derivada de un modelo de difusión simple (SEYMOUR et al. 2003).

El elevado porcentaje de mariposas que vuelan a lo largo del borde de los cortafuegos sugiere que esta especie de mariposa tiende a moverse mayoritariamente siguiendo estructuras lineales que actúan como fronteras y que, por tanto, este tipo de estructuras pueden canalizar su dispersión. No obstante, un porcentaje pequeño se mueve entre los fragmentos y puede ser suficiente para favorecer la colonización de enclaves favorables situados a una distancia adecuada.

6. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Innovación, Junta de Andalucía (proyecto P06-RNM-1903). La Consejería de Medio Ambiente (JA), a través de la empresa pública EGMASA, realizó la plantación experimental y su mantenimiento. Desde la Oficina

Técnica del CVG, José María Arenas impulsó esta experiencia y Alberto Gil nos facilitó las ortofotos. Juan Quetglas realizó los muestreos de mamíferos y, junto a Alicia Montesinos, inventarió la plantación experimental; José María Alegre y Patricia Puente participaron en la toma de muestras y el análisis químico de suelos y plantas; Sergio de Haro y Pilar Fernández colaboraron activamente en el seguimiento de las mariposas.

7. Bibliografía

BALMER, O; ERHARDT, A.; 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14: 746-757.

BEIER, P; MAJKA, D. R.; SPENCER, W. D.; 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22: 836-851.

CAMPRODON, J; PLANA, E. (eds.); 2007. *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. 2ª edición. Publicacions i Edicions de la Universitat de Barcelona, Barcelona.

DÍAZ, M.; 1992. Rodent seed predation in cereal crop areas of Central Spain: effects of physiognomy, food availability, and predation risk. *Ecography* 15: 77-85.

DOMÍNGUEZ, M. T.; MADEJÓN, P.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J. M.; 2009a. Afforestation of a trace-element polluted area in SW Spain: woody plant performance and trace element accumulation. *European Journal of Forest Research* (en prensa).

DOMÍNGUEZ, M. T.; MADRID, F.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J. M.; 2009b. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: potential for phytostabilization. *Chemosphere* (en prensa).

DOMÍNGUEZ, M. T.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J. M.; SCHULIN, R.; ROBINSON, B. H.; 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: a large-scale phytomanagement case study. *Environmental Pollution* 152: 50-59.

DOMINGUEZ, M. T.; MARAÑÓN, T.; MURILLO, J. M.; SCHULIN, R.; ROBINSON, B. H.; 2009c. Nutritional status of Mediterranean trees growing in a contaminated and remediated area. *Water, Air, and Soil Pollution* (en prensa).

FERNÁNDEZ, R.; 2006. *Variabilidad espacial de elementos traza y nutrientes en una parcela reforestada del Corredor Verde del Guadiamar*. Proyecto fin de carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Universidad de Sevilla.

GEHRING, T. M.; SWIHART, R. K.; 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 109: 283-295.

GUTIÉRREZ, D., SEYMOUR, A.S., FERNÁNDEZ, P., FERNÁNDEZ HAEGER, J. Y JORDANO BARBUDO, D.; 2004. Estructura espacial y distribución de las mariposas: modelos y experimentos con *Plebejus argus* en Doñana. En: *Ecología Insular*. Eds.: J.M. Fernández Palacios y C. Morici. AEET y Cabildo Insular de la Palma. pp:147 – 179.



- LEES, A. C.; PERES, C. A.; 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22: 439-449.
- LINDEN, H.; DANILOV, P. I.; GROMTSEV, A. N.; HELLE, P.; IVANTER, E. V.; KURHINEN, J.; 2000. Large-scale forest corridors to connect the taiga fauna to Fennoscandia. *Wildlife Biology* 6: 179-188.
- MERCKX, T.; FEBER, R. E.; DULIEU, R. L.; TOWNSEND, M. C.; PARSONS, M. S.; BOURN, N. A. D.; RIORDAN, P.; MACDONALD, D. W.; 2009. Effect of field margins on moths depends on species mobility: Field-based evidence for landscape-scale conservation. *Agriculture Ecosystems and the Environment* 129: 302-330.
- MORENO, E.; BARBOSA, A.; 1992. Distribution patterns of small mammal fauna along gradients of latitude and altitude in northern Spain. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 57: 169-175.
- PALOMARES, F.; 2001. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology* 38, 9-18.
- PAUSAS, J. G.; BLADÉ, C.; VALDECANTES, A.; SEVA, J. P.; FUENTES, D.; ALLOZA, A.; MILAGROSA, A.; BAUTISTA, S.; CORTINA, J.; VALLEJO, R.; 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice, a review. *Plant Ecology* 171: 209-220.
- ROONEY, T. P.; WIEGMANN, S. M.; ROGERS, D. A.; WALLER, D. M.; 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology* 18: 787-798.
- SEYMOUR, A. S., GUTIÉRREZ, D., JORDANO, D. 2003.; Dispersal of the lycaenid *Plebejus argus* in response to patches of its mutualist ant *Lasius niger*. *Oikos* 103: 162-174.
- STANTURF, J. A.; MADSEN, P.; 2002. Restoration concepts for temperate and boreal forests of North America and Western Europe. *Plant Biosystems* 136: 143-158.
- TORRE, I.; DÍAZ, M.; 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica* 25: 137-142.
- TWEDT, D. J.; UIHLEIN, W. B.; ELLIOTT, A. B.; 2006. A spatially explicit decision support model for restoration of forest bird habitat. *Conservation Biology* 20: 100-110.
- VERSCHUYL, J. P.; HANSEN, A. J.; MCWETHY, D. B.; SALLABANKS, R.; HUTTO, R. L.; 2008. Is the effect of forest structure on bird diversity modified by forest productivity? *Ecological Applications* 18: 1155-1170.

