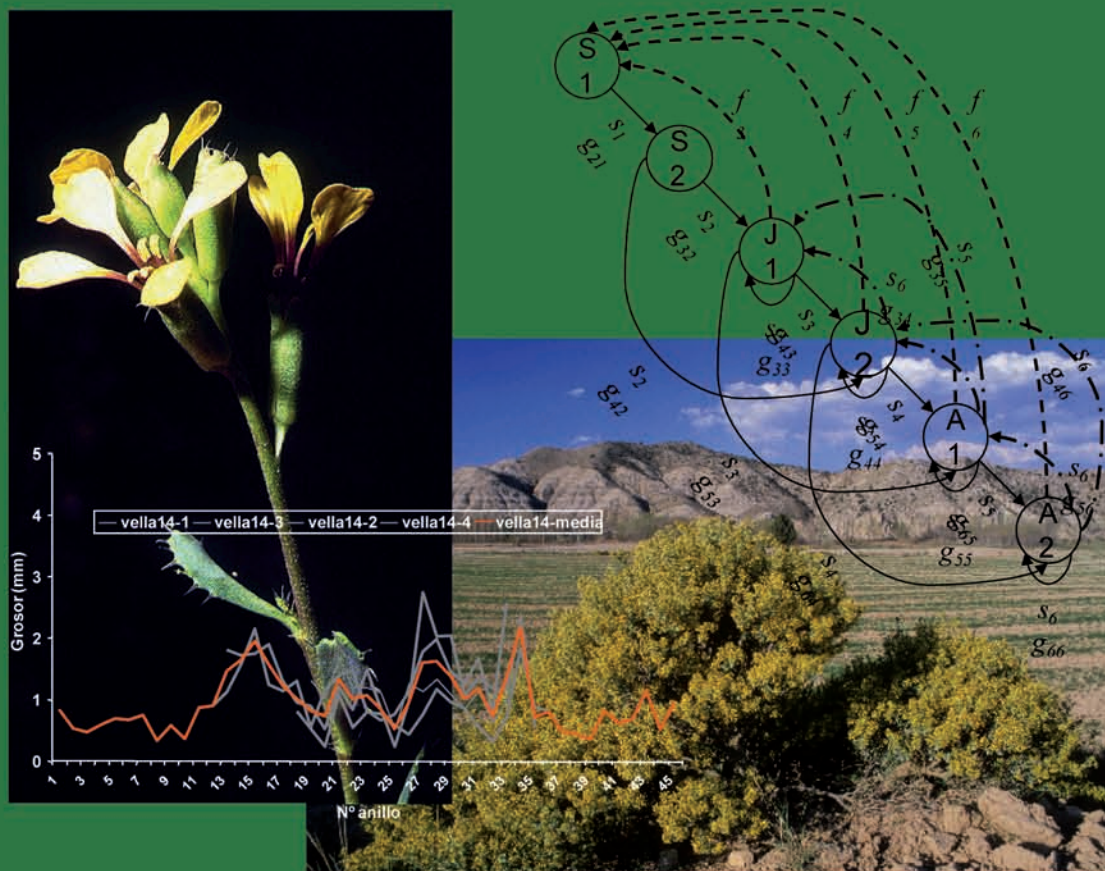


BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN DE *VELLA PSEUDOCYTISUS* SUBESPECIE *PAUI*, UNA PLANTA AMENAZADA EN ARAGÓN



FELIPE DOMÍNGUEZ LOZANO, DAVID GUZMÁN OTANO
y JUAN CARLOS MORENO SAIZ (Editores)

SERIE INVESTIGACIÓN

**BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN DE
VELLA PSEUDOCYTISUS SUBESPECIE *PAULI*,
UNA PLANTA AMENAZADA EN ARAGÓN**

FELIPE DOMÍNGUEZ LOZANO, DAVID GUZMÁN OTANO
y JUAN CARLOS MORENO SAIZ (Editores)

© Felipe Domínguez Lozano, David Guzmán Otano y Juan Carlos Moreno Saiz

© De la edición, Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón

I.S.B.N.: 978-84-89862-79-1

Depósito Legal: Z. 1767-11

Edita:

Consejo de Protección
de la Naturaleza
de Aragón

Maqueta e imprime:

Cometa, S.A.
Ctra. Castellón, km. 3,400
50013 ZARAGOZA

Índice

Presentación.....	7
Preámbulo	9
Introducción.....	15
Capítulo 1. El contexto geobotánico.....	19
Capítulo 2. El panorama conservacionista aragonés	43
Capítulo 3. Filogenia y taxonomía de <i>Vella</i> L.....	65
Capítulo 4. <i>Vella pseudocytisus</i> L. en España y el norte de África	91
Capítulo 5. Distribución, censo y hábitat potencial	119
Capítulo 6. Aproximación a la biología reproductiva	141
Capítulo 7. Genética de poblaciones	163
Capítulo 8. Dinámica demográfica.....	187
Capítulo 9. Longevidad: estudios dendrocronológicos.....	211
Capítulo 10. Cultivo en vivero y propagación.....	223
Capítulo 11. Reintroducción	241
Capítulo 12. Síntesis y conclusiones.....	265
Anexos	285
Listado de autores.....	305

Presentación

Joaquín Guerrero Peyrona
*Presidente del Consejo de Protección
de la Naturaleza de Aragón*

El presente libro es el número 56 de la serie Investigación que edita el Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, dentro de su labor de difusión científica de los valores naturales y de los últimos conocimientos científicos sobre las especies y el medio natural, muchas veces no accesibles a todos los públicos, pero si necesarios para el avance del mundo científico y para el trabajo de los gestores de la conservación del patrimonio natural.

A este respecto resulta de gran interés y satisfacción para este Consejo editar trabajos de esta envergadura y nivel de conocimientos científicos. Este libro es el resultado del trabajo de numerosos autores, destacando la labor de coordinación de Felipe Domínguez, David Guzmán, y Juan Carlos Moreno.

Gracias a la dedicación minuciosa de los autores tenemos ante nosotros el mejor compendio de información de esta especie turolense de especial valor de conservación e interés que se encuentra estrictamente protegida por el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón donde se incluye en la categoría de “especie en peligro de extinción”.

Sin duda alguna, trabajos como este contribuyen a que nuestras especies de flora estén más protegidas y sean más conocidas y valoradas, no sólo por el mundo científico, sino por la sociedad en general, y especialmente, en este caso, por los habitantes de los escasos municipios de la provincia de Teruel donde el crujiente está presente.

Preámbulo

Felipe Domínguez Lozano
David Guzmán Otano
Juan Carlos Moreno Saiz

La historia del crujiente ha sido larga y fructífera. Hasta cierto punto, esta especie humilde, estoica y sencilla ha ejercido una especie de “atracción fatal” para ciertos botánicos, de difícil razonamiento. Hoy, hay numerosas aportaciones de diversos equipos que desde distintas disciplinas botánicas han mejorado el conocimiento y la conservación de las poblaciones de este arbusto turolense. El inicio de esta situación de privilegio, si atendemos al panorama de la botánica española, podría situarse a finales del siglo XIX, cuando Antonio Badal dejaba testigo de una recolección por primera vez. En aquel entonces, Badal era el cura de Las Parras de San Martín, pequeña localidad situada en la vertiente norte de la sierra de San Just, elevación que separa la cuenca del Alfambra de la del Martín. Activo aficionado a la botánica, enviaba material a Francisco Loscos desde 1882. En mayo de 1885 encontró el arbusto en las proximidades de Villalba Baja. Su aparición quedó referenciada de forma precisa: “*Vella Pseudocytisus* L. Provincia de Teruel, rara en Villalba la Baja á un lado de la carretera en dirección á Alfambra, con flor 15 Mayo 1885 (BADAL)”, Loscos (1886: 584). Existe testimonio de su recolección temprana, ya que el Herbario del Jardín Botánico de Madrid conserva al menos un pliego del propio Badal fechado en 1899 (MA 45689, Figura 1 A).

En 1888, Carlos Pau, y probablemente con material suministrado otra vez por el religioso, acusa las diferencias de esta planta respecto a la conocida en Madrid: “la tengo por especie diversa en mi herbario con el nombre de *V. Badali Pau*” (Pau, 1888: 19).

De las dos referencias escritas hasta el momento tomó nota Willkomm, que mantenía buenas relaciones con los dos autores españoles, en su “Supplementum” de 1893: “4818. *Vella Pseudocytisus* L. Adde.: β glabrescens, (...) (*V. Badali PAU* Not. bot. II, p. 19 sine descr. Cf. Loscos, Trat. pl. Arag. Supl. 7º, p. 82!). In Aragon. australi (pr. Villalba la Baja versus Alfambra, BADAL, Majo 1886)”, (Willkomm, 1893: 306).

Durante ese mismo año (1893), la especie fue recolectada por Benito Vicioso en el entorno de Calatayud. Éste, y también su hijo Carlos, continuaron recolectando material hasta 1927, anotando en las etiquetas como única información corológica el escueto topónimo “Calatayud” (Figura 1 B). Los dos recolectaron copiosamente, lo que demuestran por ejemplo los más de 850 testigos de numerosas plantas que están depositados en el Herbario del Jardín Botánico de Madrid con dicho topónimo. En la Facultad de Farmacia de Madrid existe también un pliego sin fecha donde aparece “Sierra de Vicort”, atribuido a Benito Vicioso e incluido en el herbario del catedrático Blas Lázaro e Ibiza. Desde entonces no ha vuelto a ser localizada en esa zona.



Figura 1. Fotografías de dos pliegos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* depositados y montados en el Herbario del Jardín Botánico de Madrid, uno (MA 45689) recolectado por Antonio Badal en 1899 (A) y otro por Carlos Vicioso en 1908 (B).

No sabemos de nuevas recolecciones registradas hasta 1973, cuando Delvosalle depositaba material en el herbario del Instituto Pirenaico de Ecología (JACA 993). César Gómez Campo visitó la población de Villalba por primera vez en 1976. La relación del Profesor con la especie en su conjunto fue larga y dejó numerosos trabajos publicados acerca de su taxonomía, biología y conservación. Como muestra, podría señalarse la elaboración de la primera ficha roja de esta planta, que aparecía publicada en el segundo libro rojo publicado por la UICN (Lucas y Synge, 1978). De

las diez fichas de plantas españolas, cinco iban firmadas por botánicos españoles, y cuatro corrían a cargo del Profesor Gómez Campo, entre ellas la de *Vella pseudocytisus*, que aparecía con la categoría de vulnerable. Diez años después, en 1986, se llevaron a cabo recolecciones por personal de la Universidad de Barcelona. En 1988, Gonzalo Mateo, profesor de Botánica en la Universidad de Valencia, descubre la población al sur de la ciudad de Teruel en Villed (Mateo, 1990: 186): “hasta la actualidad no se había indicado ninguna otra localidad provincial [hace referencia a la cita de Badal]. Sin embargo hemos podido observar un pliego de la especie en el herbario de Almagro recogido en Tramacastilla [en los montes Universales], y la hemos observado también en Cuevas Labradas (XK67), Villed (XK55) y Cascante del Río (XK65)”, cita que también queda refrendada por al menos un pliego en el Jardín Botánico de Madrid (MA 440498). Dorotheo Almagro fue veterinario en la provincia de Teruel y desarrolló su actividad botánica a principios del siglo XX, reuniendo un herbario que fue estudiado en primera instancia por Pau.

Desde entonces no se han descubierto nuevas poblaciones, lo que no significa que no se haya prospectado con afán. Con todo, a partir de 1993 esta especie ha formado parte de la estrategia conservacionista aragonesa. La Diputación General de Aragón encargaba en ese año, a un equipo de botánicos de la Universidad Autónoma de Madrid, un trabajo para contribuir a sentar las bases técnicas de la protección de la flora amenazada aragonesa. Dicho estudio identificó a *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* como uno de los táxones con mayor urgencia conservacionista en la Comunidad aragonesa y redactó una propuesta de plan de conservación para sus poblaciones (Sáinz Ollero *et al.*, 1996). Por tal motivo, y hasta finales de 1996, se elaboraron dos nuevos proyectos técnicos que avanzaban los trabajos propuestos para el plan (Domínguez *et al.*, 1996a; 1996b). Dichos estudios permitían conocer mejor su estado de conservación y serían el germen de estudios incluidos en una tesis doctoral desarrollada en la Unidad de Botánica de dicha Universidad (Domínguez, 2000). Nuevos proyectos y equipos, en Zaragoza, Huesca y Teruel servirían para ir acumulando el conocimiento base para un Plan de Recuperación de rango legal que se preparaba en 2001 y se aprobaba por el Gobierno de Aragón en 2003 (Anexo I). Además, en 2001 comenzaba un seguimiento demográfico de sus poblaciones naturales que se ha prolongado hasta la actualidad. Finalmente, en 2007 se inicia el primer intento de restitución en el entorno de Calatayud.

Con esta historia reciente no es de extrañar que el conocimiento de esta especie sea ahora considerable y, junto a un reducido grupo de plantas (*Abies pinsapo*, *Borderea chouardii*, *Echium acanthocarpum*, *Erodium paularense*, *Naufraga balearica*, *Silene hifacensis*...), forme parte de la que podríamos denominar flora rara o amenazada emblemática de este país. El

presente libro tiene como objeto presentar de forma coordinada una visión actualizada de los conocimientos y esfuerzos conservacionistas que se han venido desarrollando en la última década sobre esta planta. Recoge estudios de diversos equipos involucrados desde distintas disciplinas. Al margen de este objetivo divulgador, y sin olvidar esa etiqueta de planta emblemática o modelo, a lo largo de esta obra han surgido oportunidades para ofrecer conclusiones generales dedicadas a permitir la exportación de las formas de conservación de esta planta a otros casos, que pueden ser útiles a los gestores de flora en nuestro país. De modo que ese libro puede pensarse como un “cóctel” en donde el estudio de la biología y las acciones de conservación se mezclan de forma tonificante para ayudar por una parte a conocer las causas de la rareza en esta planta y por otra a mantener su potencial evolutivo en el tiempo.

El capítulo introductorio ha supuesto, muy a nuestro pesar, un pequeño tributo a la figura del Profesor César Gómez Campo, que fallecía antes de poder concluir su contribución. Después se incluyen cuatro capítulos que enmarcan la especie en el contexto actual, primero situando el “fenómeno estepario” en la “mediterraneidad” general (el conocido como Bioma IV del geobotánico alemán Heinrich Walter), después enmarcando la conservación de este organismo en la estrategia general de Aragón. El siguiente capítulo, el tercero, ofrece una síntesis filogenética del género *Vella* y la subtribu Vellinae y finalmente el Capítulo 4 recoge los últimos avances en la conservación de la especie de forma global, ya que no hay que olvidar que se trata de una planta con subespecies también amenazadas en el norte de África y otros puntos de la península Ibérica. El resto del libro está ya dedicado a los diversos estudios y disciplinas que hasta ahora han abordado esta subespecie. En ese sentido, no podría faltar una presentación exhaustiva de la localización y conocimiento detallado de las poblaciones y efectivos que se conocen en la actualidad (Capítulo 5). Le siguen trabajos que desarrollan variados aspectos como la genética (parte de una tesis doctoral desarrollada en la Universidad de Huesca: Pérez Collazos, 2005), la biología reproductiva (con resultados inéditos sobre productividad, caracterización del sistema reproductor y fenología de esta planta), la demografía (Capítulo 8) y dendrocronología (Capítulo 9). El aspecto práctico conservacionista está representado por dos capítulos que tratan sobre los protocolos y actuaciones de propagación desarrollados en el vivero del Gobierno de Aragón en Ejea de los Caballeros uno (Capítulo 10), y otro que recoge los esfuerzos de la reintroducción que desde 2007 trata de devolver al entorno natural la extinta población bilbilitana (Capítulo 11). Ambos son ejemplo del firme compromiso del Servicio de Biodiversidad aragonés para con esta planta. Finalmente, el capítulo de conclusiones recoge, a modo de síntesis, lo que los editores de este libro consideran aspectos clave o fundamentales en la biología y conservación de este taxon.

La labor de edición ha sido concienzuda, intentando en la medida de lo posible unificar criterios entre autores y capítulos. No obstante, el lector podrá apreciar que al hablar del área de la planta en Aragón se mencionan dos poblaciones en el capítulo sobre la introducción geobotánica (Capítulo 1), (y lo mismo es considerado para los Capítulos 6 y 8 y el capítulo de síntesis final). El Capítulo 5, que trata sobre corología, registra 4 poblaciones, núcleos o ámbitos, y finalmente el Capítulo 7 (genética) considera 6 poblaciones y dos núcleos geográficos. Esta disparidad de cifras no debe ser interpretada como una laguna en el conocimiento de la especie sino más bien como todo lo contrario, siendo reflejo de la dificultad de fijar un concepto de población único y válido para todas las disciplinas. La definición de población conlleva los mismos condicionamientos e interpretaciones que la propia definición de especie, con el añadido de que quizás sea la población y no la especie la unidad operativa en biología de la conservación. Y así, los diferentes autores hacen hincapié en diferentes acepciones de la palabra población, en función de sus estudios y puntos de vista. Conviene pues dejar claro que los límites del área actual están bien conocidos en nuestra especie, si bien son las posibles relaciones entre las distintas unidades utilizadas para medirla (población, núcleo o ámbito) las que están sometidas, y lo estarán también en el futuro, a debate.

Por último, queremos aprovechar aquí para agradecer al servicio de publicaciones del Consejo para la Protección de la Naturaleza de Aragón la impresión de este libro, a todos los autores su paciencia con los editores, y a los fotógrafos por la cesión gratuita de sus imágenes.

Referencias

- Domínguez, F. (2000). *Herramientas para la conservación de la flora ibérica: Aproximación histórica, el caso de Vella pseudocytisus subsp. pau y estudio de los patrones de rareza y amenaza*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias, 361 pp.
- Domínguez F., Franco Múgica, F., Moreno Saiz, J.C., Orueta Martínez, D., Sáinz Ollero, H. (1996a). *Bases técnicas para la protección de la flora amenazada de Aragón: biología de la reproducción y conservación de Vella pseudocytisus ssp. pau, Centaurea pinnata y Krascheninnikovia ceratoides y estudio de otros cinco táxones amenazados*. Informe, enero de 1996. Diputación General de Aragón, Dpto. de Medio Ambiente. 197 pp.
- Domínguez, F., Franco Múgica, F., Moreno Saiz, J.C., Orueta Martínez, D., Sáinz Ollero, H. (1996b). *Bases técnicas para la protección de la flora amenazada de Aragón. Fase 1ª: biología y conservación de Vella pseudocytisus, Centaurea pinnata, Astragalus oxyglottis, Clypeola cyclodonta y Scorzonera parviflora*. Informe, diciembre de 1996. Diputación General de Aragón, Dpto. de Medio Ambiente. 95 pp.
- Loscos, B. (1886). Suplemento séptimo. *Tratado de Plantas de Aragón*: 555-586. Reimpresión en 1986. Instituto de Estudios Turoleses, CSIC, Teruel.
- Lucas, G.Ll., Synge, A.H.M. (1978). *The IUCN Plant Red Data Book*. IUCN, Morges, Suiza. 540 pp.
- Mateo Sanz, G. (1990). *Catálogo florístico de la provincia de Teruel*. Instituto de Estudios Turoleses, Zaragoza. 548 pp.
- Pau, C. (1888). *Notas botánicas a la flora española, fascículo 2*. Esc. Tipográfica del Hospicio, 40 pp.
- Pérez Collazos, E. (2005). *Genética poblacional, filogeografía y conservación de cinco plantas esteparias raras y amenazadas en la Península Ibérica: Puccinellia pungens (Poaceae), Krascheninnikovia ceratoides (Chenopodiaceae), Ferula loscosii (Apiaceae), Boleum asperum (Brassicaceae) y Vella pseudocytisus (Brassicaceae)*. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza. 408 pp.
- Sáinz Ollero H., Franco Mújica F., Arias J. (1996). *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón. Serie Conservación, nº 1. Zaragoza, 221 pp.
- Willkomm, M. (1893). *Supplementum Prodrumi Florae Hispanicae*. Reimpresión en 1972. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 370 pp.

Introducción

César Gómez Campo¹

La familia Brassicaceae (Crucíferas) ofrece una distribución geográfica cosmopolita, si bien resulta muy evidente una presencia mucho menor en las zonas intertropicales. En las zonas templadas de ambos hemisferios, tanto en el Viejo como en el Nuevo Mundo, las crucíferas son muy comunes. Incluso hay tribus que son endémicas del Hemisferio Sur donde las tierras emergidas ocupan una superficie notablemente menor. En las zonas frías del Hemisferio Norte o en las zonas de altitud, también la familia está bien representada aunque el número de géneros descienda notablemente.

El número total de tribus que se han distinguido dentro de la familia Brassicaceae varía según el autor, pero entre ellas se ha destacado siempre la tribu Brassiceae, quizá porque dentro de la misma se encuentran los géneros de mayor importancia económica: *Brassica* (col, lombarda, repollo, col de Bruselas, coliflor, brécol, nabo, colza), *Sinapis* (mostaza), *Raphanus* (rábano), *Eruca* (rúcula), *Crambe*, etc. Pero también bajo otros puntos de vista más teóricos es posible encontrar características que hacen notables a las Brassiceae. El fruto, por ejemplo, ha evolucionado en ellas a veces profundamente, desde formas dehiscentes hasta otras que no lo son, desde polispermos hasta monospermos, desde torulosos hasta aplanados y desde tamaños normales alargados hasta otros muy reducidos, más o menos globosos. En aproximadamente la mitad de los miembros de la tribu, la porción estilar se aprovecha para contener una o varias semillas, dando lugar a curiosos casos de heteroartrocarpia. Los cotiledones están plegados en la semilla y rodean la radícula (conduplicados).

La presencia y abundancia de los miembros de la tribu Brassiceae en la región Mediterránea es muy marcada. Hay importantes derivaciones en

1. Esta contribución está incompleta porque el Profesor Gómez Campo fallecía antes de terminarla. No obstante, los editores han decidido incluirla con mínimas anotaciones editoriales. En ella se presenta la familia, el género y la especie protagonista de este libro. Dentro de esta introducción también estaba previsto un apartado escrito que reuniese las ideas sobre la conservación de esta especie que nos consta que el Profesor tenía por conversaciones a lo largo de los años.

las regiones vecinas: la Irano-Turania (al Este), la Saharo-Síndica (al Sur) y la Macaronésica (Islas Atlánticas). Casi el total de los 55 géneros existentes en la tribu se localizan en estas tres regiones fitogeográficas, sin perjuicio de que un puñado de táxones hayan salido a otros lugares más distantes y hayan cruzado incluso el Océano Atlántico —en general por la mano del hombre como adventicias.

A unos colegas japoneses que vinieron a recolectar a la región Mediterránea ya les sorprendió cómo desde el mismo avión se veían amarillear los campos antes de tomar tierra. Y es que la explosión de amarillo entre Abril y Junio resulta espectacular en algunos parajes. Las especies responsables de este amarilleamiento son, en general, crucíferas anuales (terófitos) de la tribu Brassiceae, relativamente modernas desde el punto de vista filogenético, pertenecientes a los géneros *Diplotaxis*, *Erucastrum*, *Hirschfeldia*, *Sinapis*, *Rapistrum* y *Brassica*. A ellas se añaden algunas otras especies con similar valencia ecológica de otras tribus como las Sisymbriaceae.

Si como todo indica, la tribu Brassiceae nació y evolucionó en el mundo circunmediterráneo, cabe esperar que táxones más nobles y antiguos, incluso relictos (paleoendemismos), deberían asentarse en determinados lugares. Así es, en efecto, y el estudio de las Brassiceae de la cuenca mediterránea y adyacentes depara en este sentido abundantes casos dignos de estudio e interpretación.

Uno de estos casos es precisamente el género *Vella*. Con los géneros que le son más relacionados (*Carrichtera*, *Boleum*, *Euzomodendron*, *Succowia*, etc.), se agrupan todos en la subtribu Vellinae dentro de la tribu Brassiceae. *Boleum* y *Euzomodendron* son géneros monoespecíficos muy afines, al menos molecularmente y a veces se incluyen dentro de *Vella*. En opinión del autor, la dispersión zoócora del primero y el fruto alargado y semillas aladas del segundo aconsejarían mantener ambos géneros. Los demás aparecen cada vez más alejados de *Vella*, de tal modo que las afinidades de *Succowia*, por ejemplo, podrían llegarse a ver como una simple convergencia por la forma acortada del fruto. Sólo en *Carrichtera*, una planta pequeña, rígida y anual encontramos una mezcla de caracteres más primitivos y más evolucionados, pero inequívocamente relacionados con los de *Vella*.

Ni en la parte oriental de la región Mediterránea ni en la Irano-Turania parece haber táxones que pudieran verse como vicariantes de los occidentales de *Vella*, y que al apuntar a una posible disyunción geográfica podrían ser un signo de antigüedad. Sin embargo, el carácter leñoso y el porte arbustivo que presenta el género dentro de su área sí podríamos interpretarlo así, igual que su diferenciación morfológica y ecológica en plantas muy espinosas como defensa a los herbívoros de la montaña mediterránea y las formas menos espinosas o inermes de las cotas más bajas.

En la línea evolutiva hacia la anualidad tan frecuente en las actuales Brassiceae quizá arbustos similares a *Vella* pero con fruto aún alargado dieron lugar, enterrándose, a los caudex aún corrientes en *Guenthera* y posteriormente a los hemcriptófitos y terófitos.

En *Vella* se reconocen hoy varias especies, algunas de reciente descripción. *Vella pseudocytisus* fue siempre la más emblemática quizá porque fue descrita por el mismo Linneo o porque sus poblaciones al sur de Madrid (Aranjuez) fueron año tras año objeto de abundantes visitas por los botánicos profesionales de la capital y por alumnos de Botánica de por lo menos cuatro carreras. Durante muchos años se consideró una planta muy rara y puntual, hasta que poco a poco fueron describiéndose poblaciones de otros parientes cercanos, incluso en el continente africano. En cualquier caso, debe hacerse notar que *Vella* se circunscribe a lugares dispersos de la región Mediterránea occidental a caballo entre ambos continentes.

Vella pseudocytisus subsp. *pseudocytisus* es un arbusto leñoso y ramificado que puede alcanzar 1,2 m de altura. Las hojas son pequeñas, de 1,5 a 2 cm, redondeado-obovadas e hispidas por ambas caras, muy abundantes. La flor es amarilla cruciforme y el fruto reducido, más o menos globoso, con 0, 1 ó, a veces, 2 semillas a cada lado del tabique. La porción estilar no contiene semillas y es de forma más o menos cóncava (cocleariforme). La concavidad parece retener por más tiempo las gotas de lluvia que sobre ella caen. Habita sobre laderas yesosas y no sólo al Sur de Madrid porque —tal como se describe más adelante— recientemente se han descubierto o confirmado otras interesantes poblaciones hacia el SE peninsular.

En el Este de la península Ibérica crece la *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, objeto principal de este libro. Presenta un porte similar a la subsp. *pseudocytisus* pero su pilosidad es notablemente menor, reduciéndose frecuentemente a los márgenes de las hojas.

La subespecie africana, *Vella pseudocytisus* subsp. *glabrata* se distingue por su menor talla y su pilosidad intermedia. Ocupa un área relativamente amplia en las estepas del valle del Moulouya (Marruecos) o en algunas zonas montañosas del Atlas, así como en el extremo NW de Argelia.

En las demás especies de *Vella*, la porción estilar no es cocleariforme sino más bien plana y espadiciforme. En seco, tal lengüeta es rígida y puede actuar como un fleje que ayuda a la dehiscencia del fruto mismo cuando algo tropieza desde el exterior. También tienen de común la presencia de hojas no obovadas sino más divididas, muchas veces pinnado-partidas.

Dos de estas especies, ambas de montaña, son decididamente espinosas e intrincadas: *Vella spinosa* (propia de las cordillera penibética y de las sierras de Alicante, desde Grazalema hasta Aitana), con porte almohadillado y *Vella mairei*, del Gran Atlas marroquí, sobre todo entre Midelt e Imilchil, algo más esbelta en su porte. Aunque faltan estudios molecu-

lares, da la impresión de que ambas han evolucionado de un modo independiente, configurándose a través de una convergencia destinada a defenderse de los herbívoros.

Un tercer tipo de planta (ni tan folioso como *V. pseudocytisus* ni tan intricado-espinoso como *V. spinosa* o *V. mairei*) estuvo mucho tiempo representado por *Vella anremerica*, también del Gran Atlas marroquí, con plantas de poco porte y ramas estiradas y rígidas. Se asimiló erróneamente a *V. pseudocytisus* pero es claramente una especie distinta. Plantas de facies similar a *V. anremerica* que pudieran considerarse vicariantes, al menos en sentido amplio, faltaban en la península Ibérica hasta que se detectó *V. luentina* en Alicante y posteriormente *V. castrilensis* en la sierra bética del Castril.

Capítulo 1. El contexto geobotánico

Helios Sainz Ollero
Felipe Domínguez Lozano

Resumen

Vella pseudocytisus subsp. *pau* es una planta esteparia endémica aragonesa que forma parte del elemento florístico estepario del Mediterráneo occidental, originado a finales del Mioceno y expandido en los periodos glaciares cuaternarios. La especie aparece tanto en España como en norte de África y en ambos territorios los taxónomos han diferenciado varias subespecies.

En la península Ibérica, en Anatolia y en el Magreb, las estepas mediterráneas alcanzan máxima diversidad y representación debido a la existencia de dos hábitats complementarios que han orientado los procesos de especiación de la flora esteparia: el xerotérmico con influencias subsaharianas y el continental interior de las parameras frías y secas, generalmente relacionado con vientos desecantes y sombra de lluvias. La relación de estas comunidades esteparias con los matorrales almohadillado-espinosos de la alta montaña mediterránea es evidente, pudiendo ilustrarse con variados ejemplos correspondientes a diferentes familias de plantas. Leñosidad y espinescencia son síndromes adaptativos secundarios que se repiten en esta flora esteparia y se expresan claramente en el género *Vella*.

Las poblaciones de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* se caracterizan por localizarse en el borde de gradientes ambientales acusados de la cuencas del Alfambra y del Turia, en las inmediaciones de la ciudad de Teruel. El comportamiento ecológico de este arbusto muestra una preferencia por cerros y laderas margo-yesosas donde domina una vegetación arbustiva con especies calcícolas y gipsícolas. Se encuentra también en barrancos fácilmente erosionables, donde adopta un comportamiento subrupícola. Finalmente, la acción antrópica le ha permitido adoptar un hábitat secundario, siendo una especie colonizadora de bordes de pistas, lindes entre bancales y cultivos abandonados.

Abstract

Vella pseudocytisus subsp. *pau* is a narrow endemic exclusively found in Aragon (Spain). This shrubby plant forms part of the steppe floristic element in Western Mediterranean Basin. The historical origin of this element is dated at the end of Miocene. Eventually, its range stretched out during glacial Quaternary periods. Closely related to this paleogeographic history, at present *Vella pseudocytisus* is subdivided in three subspecies, producing a sparsely distributed range with few populations in Spain and North Africa.

Some parts of the Iberian Peninsula, Anatolia and the Magreb contain the largest extension of Mediterranean steppes and the highest plant diversity for this habitat. Two complementary former habitats may have driven the speciation processes of the current steppe flora. On the one hand, a desert environment closely related to the sub-Saharan region would have shaped a xerothermic floristic element. On the other hand, an inland, continental environment, related to the East Asian region with extremely dry winds and shadow rains phenomena, would contribute to a colder but drought resistant floristic element.

In addition, strong links between the steppe vegetation and the thorny cushion shaped vegetation found in Mediterranean mountains exist. Some examples of this relationship are showed for different plant families in this chapter. Woodiness and spinescence are secondary adaptive syndromes that can be found among these plants groups and especially in the genus *Vella*.

Populations of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* are located along very specific and narrow climatic gradients following Alframbra and Turia river basins around Teruel city. The plant grows across hills on gypsum-marl soils taking part of a characteristic shrubby vegetation composed of both limestone and gypsum Mediterranean plants. In addition, some individuals are located in crevices and cliff shelves along some ravines heavily eroded in the area. Finally, this shrub is able to colonize very recently developed sites such as road verges, talus slopes, old field lands and hedges among cultivated fields.

Introducción

Vella pseudocytisus subsp. *pau* (crujiente, arnachilla o cebollada, que por esos nombres es conocida) es una planta esteparia, endémica aragonesa, que ha sido objeto de interés conservacionista desde que Menéndez Amor (1943) relacionara la especie con el elemento estepario glacial, señalando su precario estado de conservación. Posteriormente apareció en la primera lista de flora amenazada elaborada por la UICN (Lucas y Syngé, 1978) a instancias de César Gómez Campo, experto en Crucíferas. Algo más tarde, este investigador resaltó la singularidad de los géneros de Crucíferas leñosas, arbustivas o subarbustivas, de los ambientes semiáridos de la península Ibérica y recombino la nomenclatura del género (Gómez Campo, 1981). *Vella pseudocytisus* forma parte del elemento florístico es-

tepario del Mediterráneo occidental y aparece tanto en España como en Marruecos y Argelia. En ambos territorios los taxónomos han diferenciado varias subespecies.

Este capítulo tiene como primer objetivo presentar el papel de las estepas en el contexto general de la vegetación ibérica, y después enmarcar *Vella* y sus parientes próximos en la vegetación esteparia. Para lo primero, se hace un breve repaso de las interpretaciones geobotánicas de las estepas, de su origen biogeográfico y finalmente se apuntan algunas de sus características ambientales más sobresalientes. En el segundo punto se abordan algunos de los síndromes de adaptación comunes en la vegetación esteparia, y finalmente se presenta la diversidad del género y los distintos ambientes en donde se desarrollan poblaciones de nuestro arbusto.

La interpretación y el interés de los paisajes esteparios ibéricos

La explicación del origen de los paisajes esteparios de la península Ibérica, más o menos desarbolados, ha generado una de las polémicas científicas más interesantes en el campo de la geobotánica y ecología ibéricas (Suárez *et al.*, 1992). Las zonas áridas o semiáridas de la Península, calificadas como esteparias, hace bastante tiempo que atrajeron la atención de numerosos naturalistas. Inicialmente el motivo principal de este interés habría que relacionarlo con los usos de muchas de sus plantas, que fueron muy valoradas para la elaboración de jabones, la extracción de sosa, etc. En 1513 Alonso de Herrera, en su famosa Agricultura General, incluye ya bastante información sobre las denominadas “plantas barrilleras”, propias de los hábitats halófilos, y Mariano Lagasca publicó en 1817 una *Memoria sobre las plantas barrilleras de España*, traducida al alemán por Schultzer, un profesor de Botánica de Stuttgart. Más adelante, Mauricio Willkomm, un botánico sajón que centró su actividad en la península Ibérica, sistematizó los datos sobre estas formaciones en 1852 y 1896, y aportó una cartografía de las áreas esteparias resaltando su originalidad en el contexto europeo. Esta etapa de exaltación del valor del hábitat estepario se cierra con la publicación en 1915 por parte de Reyes Prósper de una documentada monografía sobre las estepas en la que resalta su interés naturalístico y utilidad.

Con la llegada a España de las ideas de Clements sobre la sucesión ecológica y “la clímax” se puso en duda la naturalidad de las estepas (Huguet del Villar, 1925). Emilio Huguet del Villar argumentó la inconveniencia de usar el término estepa desde un punto de vista geobotánico, teniendo en cuenta la gran diferencia de estas formaciones con las verdaderas estepas (del ruso *stepj*) de la cuenca del Danubio. También criticó la naturalidad de estas comunidades, que interpretó como secundarias de acuerdo con las “nuevas ideas” de la teoría ecológica. Llegó a esta conclusión apoyán-

dose en los bosquetes residuales de *Quercus* que, a menudo, persisten en los territorios esteparios. Mientras nuestras estepas están dominadas principalmente por caméfitos leñosos, salvo los espartales y albardineros, y ocupan suelos pobres muy pedregosos (rendzinas o litosuelos), a menudo con sales o yeso, las rusas están establecidas sobre suelos de tipo *Chernozem* y tienen un grueso horizonte de materia orgánica poco mineralizada, muy fértil, en el que se desarrollan comunidades herbáceas con predominio de hemicriptófitos cespitosos. Las estepas mediterráneas están adaptadas a un periodo vegetativo largo de baja calidad, en cambio las rusas responden a uno corto, óptimo, que coincide con el deshielo estival del “permafrost”. No hay duda de que son formaciones ecológicamente muy diferentes. No obstante, a pesar de los acertados argumentos de los geobotánicos más puristas, el término estepa ha seguido utilizándose entre los naturalistas (botánicos y zoólogos) para referirse a paisajes desarbolados en ambientes áridos o semiáridos, y no solo mediterráneos sino también templado fríos (estepa patagónica, tibetana, norteamericana...) o incluso subtropicales (estepas sudanesas o del Sahel).

En estas estepas mediterráneas se desarrolla *Vella pseudocytisus*, junto a otras crucíferas o quenopodiáceas leñosas de gran significación geobotánica, de las que hablaremos más adelante.

En términos climáticos, las estepas ibéricas quedan dentro de la zona de transición de la subregión continental extrema de la Iberia parda (Font Tullot, 1983: 174). Según este climatólogo, dicha zona está caracterizada por un índice de continentalidad (índice de Gorezynski) superior a 25. Para la estación de Alfambra, situada en las proximidades de una de las poblaciones de *Vella* en la provincia de Teruel, el índice resultante es 24,6 y para Teruel capital 25,6.

Las estepas mediterráneas, los biomas áridos del planeta y el origen de la estepa ibérica

Por razones ecológicas variadas y no excluyentes, esencialmente climáticas o antrópicas, porciones apreciables del mundo mediterráneo carecen de formaciones arbóreas (Quézel y Médail, 2003). A pesar de este relevante y particularmente apreciable rasgo paisajístico común, las características ambientales y biológicas de las zonas esteparias mediterráneas son bastante diversas. Siguiendo un modelo ya expuesto de manera general para el origen de la flora y la vegetación mediterráneas (Raven, 1973; Suc, 1984), la composición florística y las estrategias evolutivas en las estepas serían el resultado de una mezcla equilibrada por las situaciones ambientales particulares de flora fría procedente de los desiertos continentales fríos (Bioma VII) y de una flora termófila árida o semiárida de





Figura 1.1. A) Vedado de Eguaras (Bardenas Reales, Navarra). En primer plano *Lygeum spartum* y al fondo la torre-castillo de Peñaflor con pies dispersos de *Pinus halepensis* y *Juniperus phoenicea* (Foto: Helios Sainz) B) Aspecto invernal de las parameras ibéricas en Teruel, al fondo el cerro de Alfambra, donde se asienta una población de *Krascheninnikovia ceratoides* (Foto: Felipe Domínguez). C) Estepa del Gran Atlas entre Tamtattouche y Âit Hani, 1800 m (cerca de las gargantas del Todra) con *Stipa tenacissima* y *Lygeum spartum* (Foto: Helios Sainz). D) Pulvínulos de *Hormatophylla spinosa* en Tizi Tirherhouzine (Alto Atlas, Marruecos), 2.700 m (Foto: Helios Sainz).

raíz subtropical (Bioma III) (Walter, 1977, 1984). Cabe preguntarse qué factores ambientales modulan la respuesta de las plantas y la vegetación para que confluyan en las estepas dos estrategias aparentemente tan dispares.

La continentalidad, entendida como una agudización de la variación estacional y diaria de los valores climáticos mediterráneos, es el más aceptado. En el ambiente mediterráneo, esta continentalidad se debe al concurso de dos elementos geográficos principales. Por un lado, la aparición de tierras altas llanas, mesetas o *plateaux*, y por otro el aislamiento y efecto barrera de cordilleras adyacentes o circundantes. El primer factor, la existencia de mesetas de suficiente extensión, no es muy frecuente en el bioma mediterráneo (Bioma IV) si exceptuamos los dos extremos de la cuenca del Mediterráneo, donde se encuentran sus mejores manifestaciones. No sucede lo mismo con la presencia de terrenos *continentalizados* por el efecto barrera de sistemas montañosos vecinos, y aquí podemos encontrar ejemplos en casi todos los ambientes mediterráneos del planeta.

A la continentalidad se une la xericidad. Las estepas siempre llevan aparejadas bajas precipitaciones derivadas de su posición latitudinal y de la circulación general de los alisios (de tierra hacia el mar en la porción occidental de los continentes) y de fenómenos locales de sombra de lluvias (Tabla 1.1). Esta particularidad geográfica justifica la aparición de estepas, que a menudo se sitúan ya en el límite de las zonas desérticas que orlan la región mediterránea, con un carácter marcadamente termófilo. Finalmente, hay otro factor geomorfológico que aparece generalmente asociado a la estepa: el endorreísmo, o la ausencia de un sistema bien desarrollado de drenaje secundario. El endorreísmo es la causa de la aparición de sustratos evaporíticos, muy exigentes para las plantas, sobre los que se asientan vegetaciones azonales especializadas que contribuyen al aumento del espectro florístico estepario.

Bioclimas esteparios	Precipitaciones	Cociente termopluviométrico de Emberger (Q)	Nº de meses secos	Tipos de paisajes
Perárido	< 100 mm	20	10-12	Desiertos
Árido	100-400 mm	20-30	7-10	Estepas
Semiárido	400-600 mm	30-50	5-7	Bosques preestépicos

Tabla 1.1. Características de los biomas esteparios, basado en Emberger (1930).

En la península Ibérica, en Turquía y en el Magreb, las estepas mediterráneas alcanzan máxima diversidad y representación. Debido a su localización geográfica ecotónica y a su elevada diversidad orográfica y climática, no sólo se presentan las estepas termomediterráneas con influencias subsaharianas (litoral murciano-almeriense de la península Ibérica, valle

del Moulouya y vertiente meridional de Gran Atlas), sino también otras continentales, más frías, generalmente relacionadas con territorios afectados por vientos desecantes, sombra de lluvias o el singular clima continental extremado de las parameras frías y secas (parameras ibéricas, valle del Ebro, estepas anatólicas, altas mesetas marroquíes; Figura 1.1). La relación de estas comunidades esteparias con los matorrales oromediterráneos almohadillado-espinosos es evidente. Una característica singular de la alta montaña mediterránea, compartida ya con los sistemas montañosos tropicales, es que las precipitaciones decrecen con la altitud a partir de un cierto límite, que coincide con la condensación de la humedad (precipitaciones de relieve o nieblas orográficas). Por encima de este nivel aparece un piso semiárido de montaña, donde se desarrollan formaciones esteparias dominadas por el biotipo almohadillado-espinoso que, sobre todo en el norte de África, donde los pisos de vegetación suben al disminuir la latitud, contactan ampliamente con las estepas continentales.

En las zonas esteparias meridionales (sureste ibérico, Magreb, sur de Anatolia y Palestina) las bajas precipitaciones (100-300 mm anuales) tienen un efecto ecológico ampliado por las altas temperaturas (elevada evapotranspiración) y permiten la entrada de numerosos representantes del elemento florístico sáhara-síndico. Estas plantas derivan de la flora subtropical terciaria propia de los espacios abiertos africanos, en los que había paisajes de tipo sabanoide (*Rand Flora* según Lebrun, 1947; Quézel, 1978) y dan lugar a paisajes relacionados con el mencionado Bioma III. Por el contrario, en los límites septentrionales de la región mediterránea, las zonas esteparias desarboladas tienen influencia del cortejo florístico irano-turano, característico de los desiertos fríos centroasiáticos (Bioma VII de Walter). Estas zonas fueron un importante centro de especiación a lo largo del gradual enfriamiento del clima que se produjo en el Terciario, y especialmente durante los periodos glaciares, por lo que tienen un fondo florístico distinto, con numerosos endemismos. No obstante, diversas vicarianzas florísticas (géneros *Salsola*, *Astragalus*, *Artemisia*, etc.) y algunas coincidencias (*Pistacia atlantica* Desf., *Krascheninnikovia ceratoides* (L.) Gueldenst.) ponen de manifiesto la existencia indiscutible de un fondo florístico común de raíz preglaciar. Además, la existencia de divergencias más recientes también es posible, sería el caso de *Microcnemum coralloides* (Loscos & J. Pardo) Buen presente en Iberia durante el Plioceno temprano, según Kadereit y Yaprak (2008).

Pero ¿cuándo surge la estepa ibérica? Parece que ya existían ambientes esteparios mediterráneos a finales del Terciario (Jäger, 1971), estando en relación con toda una serie de hechos paleogeográficos trascendentales en la cuenca mesógea, que derivan de la convergencia de las placas litosféricas en la zona de los antiguos mares de Tethys y Paratethys (Sainz Ollero, 1988). El fenómeno de la convergencia de placas está relacionado con

la orogenia alpina y con el cambio de las corrientes oceánicas. Éstas pasan a ser circulares en los nuevos mares que surgen al interrumpirse la comunicación entre el Pacífico, el Atlántico, el Mediterráneo, el Mar Rojo y el Índico. Paralelamente, a medida que progresa el enfriamiento del planeta, se modifica la circulación de los vientos oceánicos, en especial los alisios. Éstos, circulando de la tierra hacia el mar en las fachadas occidentales de los continentes, van consolidando en dichas zonas nuevos tipos climáticos, mediterráneos, cada vez más diferentes de los tropicales estacionales que existían previamente. En dicho proceso tiene una influencia decisiva el cambio de las corrientes oceánicas que, al circular siguiendo los meridianos en los nuevos mares interiores, se enfrían considerablemente en contacto con los hielos árticos y antárticos.

La convergencia de las placas en el Cenozoico es responsable de la reducción del mar de Tethys y provoca una desecación del mar Mediterráneo a finales del Mioceno (periodo Messiniense). La cuenca queda convertida en una serie de lagunas salobres, rodeadas por extensas estepas halófilas. A través de ellas se extiende y homogeniza un elemento florístico estepario-halófilo mediterráneo con irradiaciones por la zona del Paratethys (hoy cuenca panónica del Danubio, Bocquet *et al.*, 1978). La orogenia alpina facilita la aparición, en la misma zona, de un ambiente estepario singular en la alta montaña mediterránea por encima del nivel de condensación de las nubes. La colonización de dicho hábitat parece haber inducido un proceso evolutivo-adaptativo del máximo interés. Numerosos géneros convergen hacia formas de vida almohadilla-do-espinosas que resultan útiles frente a la aridez-continentalidad y a la herbivoría. Muchos de ellos están también diversificados en las estepas basales.

Crucíferas leñosas en paisajes del Mediterráneo occidental

En los paisajes esteparios del Mediterráneo occidental resulta característica la presencia de una serie de crucíferas leñosas que tradicionalmente se han interpretado como táxones primitivos de origen Terciario. Aparecen tanto en la península Ibérica como en el norte de África y en Canarias. Se sitúan en ambientes áridos o semiáridos donde las precipitaciones no sobrepasan normalmente los 350-400 mm. A veces se trata de "bolsas de aridez" (precipitaciones menores de 300 mm) que dan lugar a paisajes subdesérticos. Son hábitats en los que el periodo vegetativo transcurre en condiciones de "baja calidad" por motivos climáticos, edáficos o ambos y alta frecuencia de "perturbaciones". Estas condiciones y paisajes se presentan en tres situaciones diferentes en el Mediterráneo occidental (Figuras 1.2 y 1.3):

1. *Áreas basales xerotérmicas* próximas al litoral: Desierto de Tabernas (*Euzomodendron bourgaeum*), ramblas alicantinas (*Vella lucentina*), yesos murciano-almerienses (*Lepidium subulatum*), piso infracanario (*Parolinia* spp.)...
2. *Parameras y depresiones terciarias continentales*: Monegros en el valle del Ebro, [*Vella aspera* (= *Boleum asperum*), *Lepidium subulatum*], yesos de la cuenca del Tajo (*Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus*, *Lepidium subulatum*, *Iberis linifolia*), depresión turolense del Alfambra-Turia en el Sistema Ibérico (*Vella pseudocytisus* subsp. *pau*), Hoya de Guadix-Baza (*Vella pseudocytisus*), valle del río Moulouya —Midelt— entre el Medio y el Gran Atlas (*Vella pseudocytisus* subsp. *glabrata*), aulagares y tomillares de las parameras ibéricas (*Hormathophylla lapeyrousiana*).
3. *Alta montaña oromediterránea*, sobre todo en las sierras béticas y en el Atlas marroquí: *Hormathophylla spinosa*, *Vella spinosa*, *V. mairei*, *V. anremerica* y *V. castrilensis*.

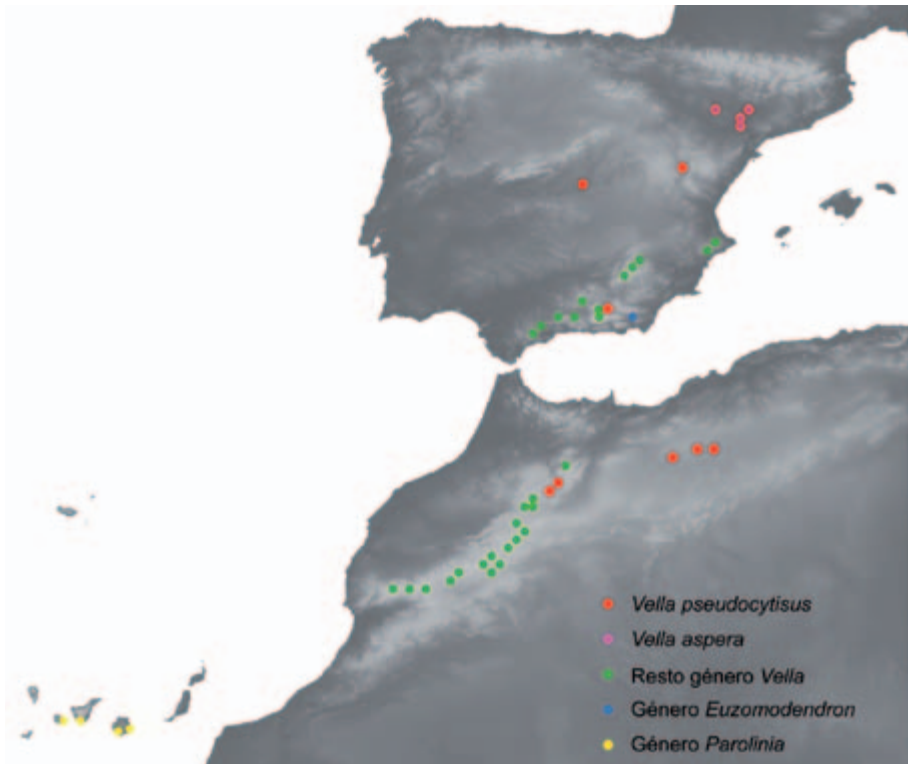


Figura 1.2. Distribución de crucíferas arbustivas en el Mediterráneo occidental. Fuente cartográfica: modelo digital GTOPO30 del Servicio Geológico de los EE.UU.

Esta relación entre hábito leñoso y diferenciación ecológica en el ambiente mediterráneo no es exclusiva de la familia de las Crucíferas. Repartos ecológicos similares pueden encontrarse en otros grupos. Así, por ejemplo, las bufalagas (género *Thymelaea*) dentro de las Tímeleáceas, mayoritariamente leñosas (Galicia, 2006), podrían encuadrarse también en este esquema. Existen representantes más o menos térmicos y basales, como *Th. villosa* (L.) Endl., *Th. hirsuta* (L.) Endl. y *Th. lytroides* Barratte & Murb. (Figura 1.4 A). Posee numerosas estirpes que colonizan ambientes de media montaña y esteparios. Y finalmente, hay táxones dentro del género que poseen una clara afinidad por la alta montaña mediterránea (el grupo de *Th. granatensis* (Pau) Lacaita, por ejemplo).

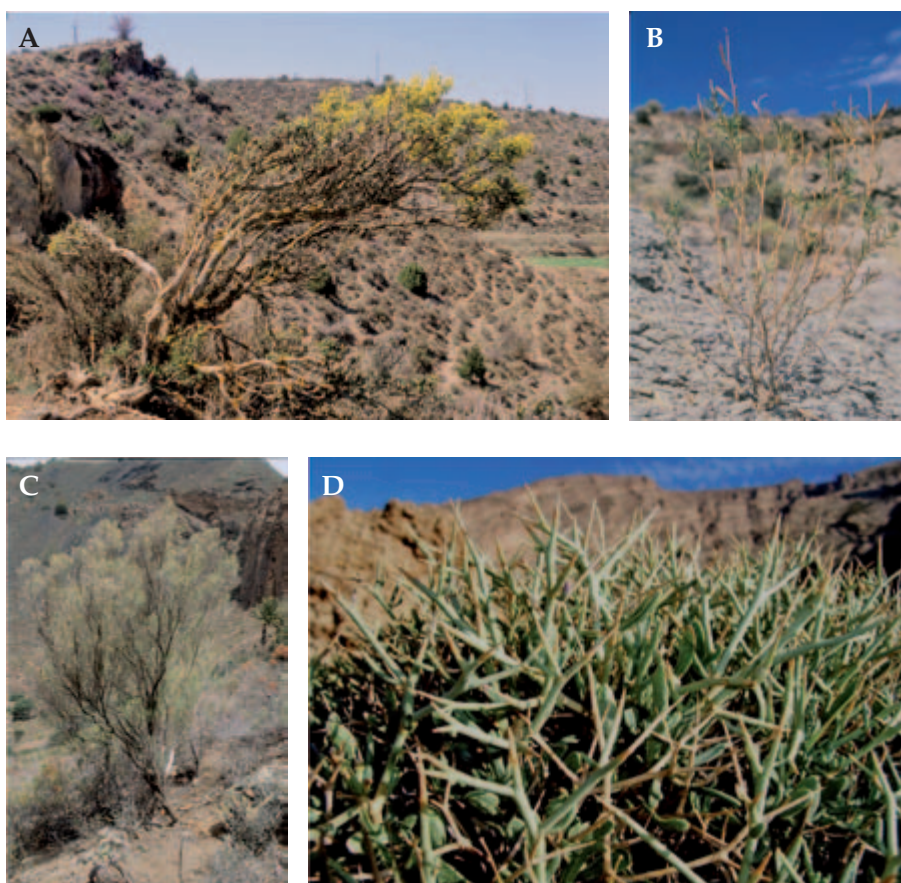


Figura 1.3. A) Ejemplar de 40 años y 150 cm de altura de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en las proximidades del pueblo de Villalba Baja (Foto: Felipe Domínguez) B) *Euzomodendron bourgaeanum* en el desierto de Tabernas (Foto: Felipe Domínguez). C) *Parolinia gabriuscula* en la caldera de Bandama en la isla de Gran Canaria (Foto: Felipe Domínguez). D) *Vella mairei* en el valle de Ulilim (macizo del M'Goum en el Atlas Central) (Foto: Helios Sainz).

Otro caso: *Bupleurum*, de las Umbelíferas, mantiene táxones leñosos en los tres tipos ambientales arriba señalados. En las zonas térmicas más o menos xéricas encontramos *Bupleurum fruticosum* L., un arbusto de hasta 2 m de altura presente en formaciones mediterráneas basales desde Cataluña hasta el estrecho de Gibraltar. *B. frutescens* Loefl. ex L. subsp. *frutescens* es común en lugares secos y continentalizados de toda la Iberia caliza y, finalmente, *B. frutescens* subsp. *spinosum* (Gouan) O. Bolòs & Vigo forma parte de los matorrales xeroacánticos de la montaña bética (Figura 1.4 B y C). La lista puede continuar, y así en el género *Artemisia* de las Compuestas o en el género *Astragalus* de las Leguminosas encontramos linajes repartidos entre estos tres ambientes. Asimismo, la distribución de las sabinas albares, negrales y rastreras (*Juniperus thurifera* L., *J. phoenicea* L. y *J. sabina* L.) presenta notables coincidencias. Como es bien conocido, la sabina albar ocupa espacios semiáridos en las parameras o las depresiones interiores ibéricas y en la alta montaña marroquí, comportándose como indiferente edáfica. La paleopalinología ha puesto de manifiesto su expansión durante los periodos fríos y secos glaciares (Gómez Manzaneque *et al.*, 2000; Morla, 2003; González-Sampériz, 2004; Riera, 2006).

Además, es significativa la coincidencia geográfica en el oeste mediterráneo de *Vella pseudocytisus* con otro taxon emblemático de este elemento florístico estepario continental. Se trata de *Krascheninnikovia ceratoides* (= *Eurotia ceratoides*), una quenopodiácea de gran área, muy frecuente en las estepas o desiertos centroasiáticos (Tíbet, Pamir, Kara-Kum, Kazajstán, Turkestán, Gobi, Takla-Makan, etc.) que alcanza su límite occidental europeo en España y Marruecos (Domínguez *et al.*, 2001: Figura 1.4 d). Es una planta muy resistente a los fríos que se considera bioindicadora del Bioma VII (Estepas y desiertos fríos, *sensu* Walter, 1977) y de las formaciones esteparias que fueron dominantes en el paisaje europeo durante los periodos glaciares cuaternarios (Bolòs, 1951; Menéndez Amor y Florschütz, 1963). Estas comunidades de espacios abiertos fríos y secos estaban integradas mayoritariamente por artemisias, gramíneas, labiadas, quenopodiáceas, efedras, etc., y presentaban enebros o sabinas en las zonas montañosas o algo menos áridas (García Antón *et al.*, 2002). Por ello, la distribución de *Krascheninnikovia* en el extremo suroccidental europeo se considera un resto de un área mucho más continua durante las glaciaciones (Costa *et al.*, 2000). Lo más llamativo es la extraordinaria coincidencia que existe entre las distribuciones disyuntas de *Vella* y *Krascheninnikovia* en España y Marruecos, donde la quenopodiácea alcanza su límite suroccidental de distribución. Ambas plantas coinciden en Marruecos, en la cuenca del Moulouya (río que desemboca por Melilla), en Teruel en el valle del Alfambra y en la Hoya de Guadix-Baza. En esta última depresión las citas clásicas de *Krascheninnikovia* entre Guadix y Fiñana de Rojas Clemente —1807—, Webb —1838— o Boissier —1838— (Willkomm y Lange, 1870: I-266) se ha-





Figura 1.4. A) Vegetación arbustiva con ejemplares de *Thymelaea hirsuta* y *Rosmarinus officinalis* entre Candasnos y Peñalba en los Monegros (Foto: David Galicia Herbada). B) *Bupleurum spinosum* (Foto: Gabriel Blanca). C) Ejemplar de *Bupleurum fruticosum* en las proximidades de Les Baux de Provence, (Les Alpilles, Provenza francesa) (Foto: Felipe Domínguez). D) *Krascheninnikovia ceratoides* en Ladack (Tíbet indio), paso de Baralacha-la (4500 m) en la carretera de Leh a Manali (Foto: Helios Sainz).

bían dado por extintas, pero han vuelto a confirmarse recientemente (del Río y Peñas, 2006). Geobotánicamente, no parece una coincidencia fortuita la de estos dos sólidos indicadores esteparios y parece apoyar la idea de una expansión antigua en los hábitats esteparios durante algún periodo glacial o incluso preglacial.

Cada grupo taxonómico tiene una historia evolutiva propia, única, derivada de unos caracteres basales o ancestrales diferenciales. Pero los comportamientos descritos permiten hablar sobre unos modelos o patrones de adaptación ecológica, y finalmente de diversificación, que están acompañados de síndromes (o conjuntos de caracteres) probablemente provocados por unas condiciones ambientales semejantes en distintos grupos taxonómicos.

Así, se pueden sistematizar dos formas de especiación sobre el origen de la diversidad esteparia ibérica que pueden resumirse como sigue:

- a) Un modelo de especiación que propone que, desde ancestros adaptados al ambiente estepario continental dirige especies, por un lado, hacia el ambiente xerotérmico basal, y por otro, al ambiente oromediterráneo. En línea con lo expuesto más arriba, el origen de este comportamiento se localizaría en zonas contrastadas térmicamente, limítrofes con la porción oriental de la cuenca Mediterránea, semejantes por tanto al Bioma VII. Hablemos en este caso del modelo continental.
- b) Junto a esta vía, puede postularse otro patrón de especiación por el cual, a partir de un elemento xerotérmico, podrían colonizarse los ambientes esteparios de llanura y meseteños, y finalmente los límites de bosque en la montaña mediterránea. En este caso la xericidad (Bioma III) sería el factor ecológico ancestral que marcaría la posterior evolución de los linajes. Podemos llamarlo modelo xérico.

Las dos formas o modelos de especiación tratados no son excluyentes, y la flora actual esteparia participaría de ambos para surtirse de especies. Ambos vendrían acompañados de algunos síndromes particulares. Como hemos visto por los ejemplos arriba mencionados, la leñosidad es el más característico.

Por lo que respecta a las Crucíferas, se trata de una familia sin árboles, donde el récord de altura lo ostentan algunos representantes de montaña tropical con hasta 8 m, si bien se trata de hierbas perennes escandentes (el género *Polypsecadium* en Ecuador; Al-Shehbaz *et al.*, 2006). Resulta pues sorprendente pensar que, de más de 300 géneros y unas 4.000 especies de una familia cosmopolita, la leñosidad, o mejor dicho el nanofanerofitismo (puesto que hay crucíferas parcialmente leñosas en la flora californiana y claramente leñosas en Sudáfrica) esté prácticamente restringido a unos cuantos géneros únicos del Mediterráneo occidental. Uno de los más representativos es el género *Parolinia*, exclusivo de las islas Canarias

con cinco especies de arbustos. Se encuentra relacionado con géneros perennes pero herbáceos del este africano y Oriente Medio (*Diceratella* con 11 especies y *Morettia* con tres). Tal relación permite hablar de disyunción Macaronésica-Saharo-Síndica y África del Este (Fernández-Palacios *et al.*, 2006). Este género canario puede considerarse como ejemplo de lignificación secundaria (*secondary woodiness*) en el sentido de Carlquist (1970), donde una estirpe ancestral y más antigua, terofítica o sin lignificación aparente, daría lugar a un linaje con leño formado, es decir un caméfito. El resto de arbustos netamente leñosos de la familia están estrechamente emparentados (constituyendo la subtribu Vellinae) y de nuevo la lignificación parece ser derivada (Capítulo 3).

Otro síndrome asociado a los modelos de especiación propuestos es la presencia de espinas u otros elementos de protección frente a los vertebrados herbívoros. La espinescencia, particularmente asociada a los matorrales de altura, es solo frecuente, de nuevo, en la cuenca Mediterránea, porque parece faltar o es rara en otras montañas de ambiente climático mediterráneo, como por ejemplo en la Sierra Nevada californiana. Esta espinescencia aparece definiendo un tipo de vegetación que, a modo de cinturón, está presente en las montañas que rodean toda la cuenca Mediterránea. Se trata de pequeños caméfitos pulviniformes, por lo general de no más de 50 cm de altura, armados con espinas, que se colocan justo por encima del límite de los bosques. De nuevo, la espinescencia no es exclusiva de las Crucíferas y aparece también en otras familias (Leguminosas, Compuestas, Umbelíferas, etc.). Si nos referimos al género *Vella*, adaptaciones contra la herbivoría aparecen en las cuatro especies de montaña, puesto que dos son claramente espinosas (*V. spinosa* y *V. mairei*) y otras dos tienen pelos rígidos (setas) pegados sobre la superficie de sus hojas (*V. anremerica* y *V. castrilensis*). En este caso, el síndrome espinescente parece un carácter derivado provocado quizás por una mayor presión de los ungulados que acompañaron a estas plantas en la colonización de los terrenos montañosos.

Diversificación del género *Vella* y ecología de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*

Vella pseudocytisus es un taxon bastante diversificado de las estepas mediterráneas de España y del Norte de África (Jahandiez y Maire, 1932: 278). En el norte de África sólo aparece la subsp. *glabrata* (Cosson) Litard. & Maire, que se presenta de forma dispersa en los espartales, albardinares, sisallares y ontinares del entorno del Medio Atlas oriental y en la cuenca media del río Moulouya (región de Midelt). Esta zona semiárida del este marroquí presenta fuertes semejanzas con el valle del Ebro (Terradas,

1986). En ambos casos la sombra de lluvias es responsable del déficit hídrico que las caracteriza. También aparece en Argelia entre El Aricha y Chott el Gharbi en estepas halófilas (Charco, 2001; Capítulo 4).

En la península Ibérica, *Vella pseudocytisus* se presenta de forma disyunta y aparentemente relictiva en depresiones terciarias de la mitad oriental (Franco Múgica, 1994). Sus poblaciones siempre son pequeñas y muy localizadas (sobre precisiones sobre el concepto de población y como afecta a su cuantificación en este caso puede verse lo mencionado en el preámbulo de esta obra). Hay testimonios en cuatro de estas cuencas:

1. La cuenca del Jalón de las proximidades de Calatayud (Zaragoza), para la subespecie *pau* Gómez Campo, donde se extinguió y ha vuelto a ser reintroducida recientemente.
2. La Fosa de Teruel en el valle del Alfambra y el del Guadalaviar o Turia, también para esta subespecie (Capítulo 5).
3. El valle del Tajo en las proximidades de Aranjuez (Madrid) y Ontígola (Toledo), para la subespecie *pseudocytisus* (Capítulo 4).
4. En la Hoya de Baza-Guadix con localidades en las provincias de Granada y de Almería: subsp. *evadens* Hernández Bermejo y Vivero (ined.) (Capítulo 4).

Si bien el crujiente aragonés se encuadra como un taxon propio de los ambientes de estepa en el esquema expuesto más arriba (con un rango altitudinal que oscila entre 860 y los 980 m), este comportamiento general debe ser matizado. Sus poblaciones ocupan una zona limítrofe, de frontera, donde algunas variables ambientales de temperatura y precipitación relacionadas con la continentalidad extrema cambian con relativa rapidez.

Efectivamente, la depresión de Alfambra-Teruel constituye el extremo oriental de una bolsa de frío que se extiende por la mayor parte del Sistema Ibérico y borde oriental de la Meseta Norte. Aquí los días de helada son superiores a 100 al año según Font Tullot (1983). Desde esta posición, los valores de días de helada y de temperatura media anual siguen un gradiente marcado por la geografía del valle del Turia, por donde se produce el contacto más directo con la mediterraneidad levantina, de clima mucho más suave. De esta forma, una lengua térmica sube sin interrupciones orográficas hasta el borde mismo de las parameras turolenses y la cuenca del Alfambra.

La disponibilidad hídrica, en este caso propia del régimen mediterráneo, es otro factor condicionante que experimenta en la zona un cambio brusco. Las depresiones del Jiloca y Teruel forman un corredor árido (400 mm de media anual) frente al Sistema Ibérico por el Oeste (1.000-700 mm) y Gúdar y Javalambre por el Este (700 mm).

Es en este rápido gradiente donde se colocan las poblaciones de nuestro arbusto, que están influidas, además, por el origen endorreico de los materiales: las evaporitas son dominantes en el medio del crujiente aragonés. En el entor-

no de Villalba Baja, donde aparece una de las poblaciones de *Vella*, en la confluencia del río Alfambra con el Turia, los sustratos han sido alterados formando un sistema de pequeños barrancos que experimentan erosión continua. Los depósitos de esta zona se conocen localmente como "tosca", y poseen una composición particular formada por calcisiltitas (mezcla de calizas y margas muy fáciles de disgregar). Junto a estos materiales dominantes aparecen yesos de distinta potencia con intercalaciones de lutitas, margas y esporádicamente de calizas. La segunda población (en la localidad de Villel) se asienta a caballo entre materiales originados por evaporación y por erosión fluvial, y la variedad de sustratos es bastante mayor. En algunos puntos afloran los sedimentos evaporíticos, yesos y margas, y también las calizas. Los primeros forman pequeños cerretes aislados y laderas de inclinación elevada en un paisaje cerealista. Las calizas han dado pie a la aparición de escarpes y mesas; siendo la más prominente la mesa de Cascante (1.165 m).

Pese a la presencia abundante de afloramientos de yesos en la zona, conviene precisar que este arbusto turolense soporta, pero no medra, en los sustratos yesosos. Allí donde la costra de yeso se hace dominante, *Vella* es desplazada por otras especies netamente gipsófilas, de modo que las mejores manifestaciones de nuestro taxon se encuentran en zonas de contacto entre los sustratos evaporíticos (margas y yesos) y las calizas y arcillas (lutitas rojas) dominantes en la zona. Los suelos sobre los que se asienta son muy pobres y contienen mayoritariamente carbonatos, en algunos análisis con porcentajes próximos al 90%, y los sulfatos, aunque presentes en la composición, siempre lo están de forma muy moderada (4%) (Domínguez, 2000).

En el presente, las preferencias ambientales de este arbusto turolense nos permitirían perfilar tres situaciones o usos del espacio diferentes. Estos tres comportamientos son el resultado de algunas propiedades biológicas del arbusto derivadas de adaptaciones más o menos antiguas (Capítulo 12).

Por un lado, *Vella* crece en los cerros y laderas margo-yesosas cubiertos por matorrales calcícolas y gipsícolas frecuentes en la fosa de Teruel (Figura 1.5 A). Son terrenos no aptos para el uso agrícola, pero donde el pastoreo es permanente. El suelo de estas laderas está recubierto, en mayor o menor medida según las posibilidades edáficas, por un pastizal ralo de vivaces [*Brachypodium retusum* (Pers.) Beauv., *Poa bulbosa* L., *Plantago albicans* L. y *Koeleria vallesiana* (Honckeny) Gaudin, fundamentalmente]. En épocas favorables se ve enriquecido por algunos terófitos muy acostumbrados a la presencia de las ovejas, la alteración y la sequedad. Se pueden destacar: *Astragalus hamosus* L., *Echinaria capitata* (L.) Desf., *Medicago minima* (L.) L. y *Trigonella polyceratia* L.

La presencia, constitución y estructura de los matorrales está también condicionada por los rebaños. Son comunes las especies resistentes, sobre todo la aliaga, *Genista scorpius* (L.) DC., diversos táxones del género *Helianthemum*, *Rosmarinus officinalis* L., *Salvia lavandulifolia* Vahl. y *Thymus vulgaris* L. El papel del valle del Turia como corredor de termicidad permite la existencia dentro del matorral de plantas más o menos termófilas. Cabe destacar *Asteriscus aquaticus* (L.) Less., *Atractylis humilis* L., *Centaurea pinae* Pau o el muy raro *Teucrium angustissimum* Schreber.

Vella pseudocytisus subsp. *pau* forma parte de esta vegetación arbustiva modificada por el pastoreo. Aparece dispersa sobre los materiales arcillosos, aunque como hemos señalado se hace más abundante en las zonas con aporte de yesos y margas. Además de las especies mencionadas, convive con *Gypsophila struthium* subsp. *hispanica* (Willk.) G. López, *Lepidium subulatum* L. y *Ononis tridentata* L. Aquí, la arnachilla experimentaría una dinámica seminatural y adaptada a las condiciones generales de la comunidad vegetal. La fragmentación impuesta por los usos del suelo antrópicos ha creado núcleos poblacionales de diverso tamaño (desde una decena de ejemplares a varios miles) y el pastoreo interviene de forma directa en la dinámica de toda la comunidad (incluida la de nuestro arbusto).





Figura 1.5. Tres tipos de ambientes en la distribución de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*:
A) Laderas y cerros testigos margo-yesosos en el entorno de Villel.
B) Repisas en paredes de calcisiltitas en el barranco de la Hoz o del Hocino, como se denomina localmente en Villalba Baja.
C) Talud entre cultivos en Marimezquita, Villel.
(Fotos: Felipe Domínguez).



En segundo lugar, la arnachilla adopta un comportamiento rupícola o subrupícola colonizando laderas de elevada pendiente, repisas, grietas e incluso paredes verticales en los barrancos de tosca (Figura 1.5 B). La facultad de reproducirse por yemas de raíz muy flexibles puede compensar los efectos de los desplomes frecuentes de este sustrato y conferir a la planta cierta ventaja para explotar este tipo de ambientes. Entre las especies asociadas podemos citar: *Antirrhinum barrelieri* subsp. *litigiosum* (Pau) Bolòs y Vigo, *Lepidium subulatum* L., *Reseda luteola* L., *Sedum sediforme* (Jacq.) Pau y *Herniaria fruticosa* L. En situaciones de menor pendiente, al pie de los paredones, vive acompañada de *Ononis tridentata* L., *Gypsophila struthium* subsp. *hispanica* (Willk.) G. López, *Lepidium subulatum* L., *Alyssum linifolium* Willd., *Descurainia sophia* (L.) Webb ex Prantl., *Echinops ritro* L., *Ephedra distachya* L., *Genista scorpius* (L) DC., *Thymus vulgaris* L., *Artemisia campestris* L., entre otras. Los barrancos mantienen unas condiciones (estabilidad climática, baja competencia para las plántulas en las paredes, aporte de humedad supletoria y ausencia de ramoneo), que propician una vegetación variada. Además, es probable que este hábitat haya contribuido de forma significativa al mantenimiento de las poblaciones turolenses de *Vella* hasta nuestros días.

Finalmente, un tercer comportamiento aparece asociado a taludes, bordes de pistas y lindes entre cultivos (Figura 1.5 C). El crujiente se hace dominante en estos microambientes de origen artificial, que le son favorables y donde desplaza a otros arbustos. Se ve favorecido por los suelos sueltos y la menor incidencia de las ovejas. Las plantas acompañantes son netamente ruderales, por ejemplo *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér., *Marrubium supinum* L., *Teucrium gnaphalodes* L'Hér, que en algunos lugares protegidos del diente del ganado se enriquecen con la presencia de otros táxones (*Centaurea aspera* L., *Linaria hirta* (L.) Moench o *Phlomis lychnitis* L.). Este hábitat es producto de la alteración antrópica reciente, es un comportamiento ecológico derivado que nos permite hablar de hábitat secundarios. Los hábitats secundarios son aquéllos donde algunas especies, sobre todo aplicable a las especies raras o amenazadas, aparecen desplazadas de su hábitat natural producto de las actividades humanas. Su origen, como en este caso, es generalmente artificial.

Referencias

- Al-Shehbaz, I.A., Beilstein, M.A., Kellogg, E.A. (2006). Systematics and phylogeny of the Brassicaceae (Cruciferae): an overview. *Plant Systematic and Evolution* 259: 89-120.
- Bocquet, G., Wilder, B., Kiefer, H. (1978). The Messinian model. A new outlook for the floristic and systematics of the Mediterranean area. *Candollea* 33: 269-287.
- Bolòs, O. de (1951). Algunas consideraciones sobre las especies esteparias de la Península Ibérica. *Anales del Real Jardín Botánico de Madrid* 10: 1-9.
- Carlquist, S. (1970). *Hawaii A Natural History*. The Natural History Press, Garden City, NY.
- Costa, M., Morla, C., Sainz Ollero, H. (2000). Fitoecología y corología de *Krascheninnikovia ceratoides* en el valle del Ebro. *Actas del Congreso de Botánica en homenaje a Francisco Loscos. Alcañiz, 1986*: 497-511. Inst. Estudios Turolenses. Excma. Dip. Prov. de Teruel.
- Charco, J. (2001). *Guía de los árboles y arbustos del norte de África*. Agencia Española de Cooperación Internacional, Madrid.
- Domínguez, F. (2000). *Herramientas para la conservación de la flora ibérica: Aproximación histórica, el caso de Vella pseudocytisus subsp. pau y estudio de los patrones de rareza y amenaza*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.
- Domínguez, F., Franco Múgica, F., Galicia, D., Moreno Saiz, J.C., Orueta, D., Sainz Ollero, H., Blasco, J. (2001). *Krascheninnikovia ceratoides* (L.) Gueldenst. (*Chenopodiaceae*) en Aragón (España): algunos resultados de su plan de conservación. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biología)* 96(3-4): 15-26.
- Emberger, L. (1930). Sur la notion de climat de transition, en particulier dans le domaine du climat méditerranéen. *Bulletin du Service de la Carte Phytogéographique* B4(2): 95-117.
- Fernández-Palacios, O., Pérez de Paz, J., Febles, R., Caujapé-Castells, J. (2006). Duplicaciones y diversidad genética de *Parolinia ornata* (Brassicaceae: Matthioleae) endemismo de Gran Canaria en relación a dos congéneres más restringidos y otros táxones isleños y continentales. *Botanica Macaronésica* 26: 19-54.
- Font Tullot, I. (1983). *Climatología de España y Portugal*. Sección de Publicaciones del Instituto Nacional de Meteorología, Madrid.
- Franco Múgica, F. (1994). El crujiente aragonés, un paleoendemismo estepario. *Quercus* 104: 20-21.
- Galicia, D. (2006). Origin and diversification of *Thymelaea* (Thymelaeaceae): inferences from a phylogenetic study based on ITS (rDNA) sequences. *Plant Systematic and Evolution* 257: 159-187.
- García Antón, M., Maldonado, J., Morla, C., Sainz Ollero, H. (2002). Fitogeografía histórica de la península Ibérica. En: Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A., Montalvo, J.M. (eds.), *La Diversidad Biológica de España*: 45-64. Pearson Educación S.A., Madrid.

- Gómez Campo, C. (1981). Taxonomic and evolutionary relationships in the genus *Vella*. *Botanical Journal of the Linnean Society* 82(2): 165-179.
- Gómez Manzaneque, F., Costa, M., Morla, C., Sainz Ollero, H. (2000). Elementos para una interpretación paleogeográfica de los sabinares albares de la península Ibérica. *Les Dossiers forestiers* 6: 171-178.
- González-Sampériz, P. (2004). *Evolución paleoambiental del sector central de la cuenca del Ebro durante el Pleistoceno superior y el Holoceno*. Instituto Pirenaico de Ecología, Universidad de Zaragoza, Zaragoza.
- Huguet del Villar, E. (1925). Avance geobotánico sobre la pretendida estepa central de España. *Ibérica* 23, n° 570: 381-393; n° 577: 293-502; n° 579: 328-333; n° 580: 347-350.
- Jäger, E.J. (1971). Die Pflanzengeographische Stellung der «Steppen» der Iberian Halbinsel. *Flora* 160: 217-256.
- Jahandiez, E., Maire, R. (1931-41). *Catalogue des Plantes du Maroc*. Alger. Impimerie Minerva. Paris (P. Lechevalier).
- Kadereit G., Yaprak, A.E. (2008). *Microcnemum coralloides* (Chenopodiaceae-Salicornioideae): an example of intraspecific East-West disjunctions in the Mediterranean region. *Anales del Real Jardín Botánico de Madrid* 65(2): 415-426.
- Lebrun, J. (1947). *La végétation de la plaine alluviale au sud du Lac Edouard. Exploration du Parc national Albert*. Inst. des Parcs Nationaux du Congo Belge, Bruxelles.
- Lucas, G.L.L., Syngae, A.H.M. (1978). *The IUCN Plant Red Data Book*. IUCN. Morges, Suiza.
- Menéndez Amor, J. (1943). Un endemismo español. *Monitor de Farmacia Terapeutica* 1327: 337-346.
- Menéndez Amor, J., Florschütz, F. (1963). Sur les elements steppiques dans la végétation quaternaire de l'Espagne. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Geología)* 61: 121-133.
- Morla, C. (2003). El paisaje vegetal Ibérico durante el Cuaternario. *Monografías del Jardín Botánico de Córdoba* 11: 75-93.
- Quézel, P. (1978). Analysis of the flora of Mediterranean and Saharan Africa. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 65: 479-534.
- Quézel, P., Médail, F. (2003). *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris.
- Raven, P.H. (1973). The evolution of Mediterranean floras. *Abstracts of the Symposium "Plant life of SW Asia"*: 213-224. Edinburgh.
- Reyes Prósper, E. (1915). *Las estepas de España y su vegetación*. Publicación "a costa de la Casa Real", Madrid.
- Riera, S. (2006). Cambios vegetales holocenos en la región mediterránea de la Península Ibérica: ensayo de síntesis. *Ecosistemas* 15 (1): 17-30.
- Río, J. del, Peñas, J. (2006). *Krascheninnikovia ceratoides* (L.) Gueldenst., redescubierta en El Marquesado del Zenete (Granada). *Acta Botanica Malacitana* 31: 200-202.
- Sainz Ollero, H. (1988). Las estepas Ibéricas. Su importancia biogeográfica. *La Garcilla* 71/72: 8-11.

- Suárez, F., Sainz Ollero, H., Santos, T., González Bernáldez, F. (1992). *Las estepas Ibéricas*. Unidades Temáticas Ambientales, Madrid.
- Suc, J.P. (1984). Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* 307: 429-432.
- Terradas, J. (1986). El paisatge vegetal del Monegros: assaig d'interpretació. *Orsis* 2: 71-95.
- Walter, H. (1977). *Zonas de vegetación y clima*. Omega, Barcelona.
- Walter, H. (1984). *Vegetation of the Earth*. Springer Verlag, Berlin.
- Willkomm, M. (1852). *Die strand und Steppengebiete der Iberischen Halbinsel und deren Vegetation*. Leipzig.
- Willkomm, M. (1896). Grundzüge der Pflanzenverbreitung auf der Iberischen Halbinsel. En: Engler, A., Pruden, O. (eds.), *Die vegetation der erde* I. Leipzig. (reimp. 1976 Gantner Verlag K.G.Fl. 9490, Vaduz).
- Willkomm, M., Lange, J. (1870). *Prodromus Florae Hispanicae*, Tomo I. Stuttgart.

Capítulo 2. El panorama conservacionista aragonés

David Guzmán Otano

Resumen

La flora aragonesa está compuesta por 3.398 plantas vasculares y 691 briófitos, pero el estado de conservación de todos ellos no siempre es idóneo. En este capítulo se ofrece un rápido repaso al contexto de la conservación de la naturaleza en Aragón y, más concretamente, al de la flora amenazada y dentro de ella al de *Vella pseudocytisus* subsp. *pauii*.

Desde finales del siglo XX han aumentado las investigaciones dirigidas a la conservación de las plantas, y así cabe señalar la labor del IPE, la publicación de “Estrategias para la conservación de la flora amenazada en Aragón”, el programa LIFE “Estudio y conservación de 14 especies de flora amenazada en Aragón” 1997-2000, y las diferentes fases de AFA. Todo ello sentó las bases para las normas legales de protección de la naturaleza aragonesa.

La Red Natural de Aragón integra un amplio número de ENP y otros elementos, de los cuales la Red Natura 2000 es la más extensa (13.549 km², el 28,4% del Aragón). Desde otro punto de vista, el CEAA actualmente está compuesto por 136 plantas (15 “en peligro de extinción”, 20 “sensibles a la alteración de su hábitat”, 45 “vulnerables” y 56 “de interés especial”) y 93 animales (11, 19, 21 y 43, respectivamente más otro “extinto”).

La catalogación de una especie obliga la redacción de su plan de acción. En este sentido, Aragón aprobó el primer plan de recuperación para una planta: *Borderea chouardii*. Concretamente, para las plantas hay tres planes de recuperación: el de *V. pseudocytisus* subsp. *pauii* y el de *Cypripedium calceolus*, más el de conservación para *Krascheninnikovia ceratoides*. En conjunto, ha habido cinco planes para animales, de los cuales, los de recuperación para el quebrantahuesos, *Margaritifera auricularia* y el cangrejo de río común, más el de conservación del hábitat para el cernícalo primilla, siguen vigentes.

El Plan de recuperación del crujiente, además de regular su régimen de protección, plantea una serie de directrices y actuaciones encaminadas a la preservación de sus ejemplares y hábitats, al aumento de la concienciación y a la coordinación administrativa. Entre todas ellas destaca la reintroducción que está ejecutándose en la comarca de Calatayud desde 2007.

Pero para el conjunto de la flora amenazada hay otras líneas que aún necesitan desarrollo: la conservación *ex situ*, el manejo de la información detallada, el avance en la gestión ambiental, entre otras. La mejora de todas estas herramientas debería ayudar a detener la pérdida de hábitats y el desgaste de las poblaciones de la flora en Aragón.

Abstract

The flora of Aragon sum up 3,398 vascular plants and 691 bryophytes, but not all of them are in a good conservation status. This chapter offers a quick review of the conservation context in Aragon, specifically for threatened flora and for *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*.

Since the end of the 20th century a considerable amount of research has been elaborated towards plant conservation in Aragon. It is worth mentioning the task carried out by IPE, the publication of "Strategies for threatened flora conservation in Aragon", the LIFE program "Study and conservation of 14 species of threatened flora in Aragon" 1997-2000, and the different stages of AFA, which have laid the basis to the legal rules for nature conservation.

The "Natural de Aragón" network incorporates a broad number of Natural Protected Areas and other elements, among them Natura 2000 Network is the most extensive (13,549 km², 28.4% of Aragon surface). From another point of view, at present the Threatened Species Catalogue of Aragon (CEAA) is made up of 136 plants (15 endangered, 20 sensitive to habitat perturbation, 45 vulnerable and 56 of special interest) and 93 animals (11, 19, 21 and 43 respectively, plus one extinct).

The inclusion of one species in this catalogue implies enacting its action plan. In this field, Aragon passed the first ever recovery plan for a plant in Europe, the one for *Boderea chouardii*, paving the way for more plans to other species. Specifically for plants, there are three recovery plans: for *B. chouardii*, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* and *Cypripedium calceolus* and one conservation plan for *Krascheninnikovia ceratoides*. As a whole, there has been five action plans for animals, among them the recovery plans for breaded vulture, mussel *Margaritifera auricularia* and freshwater crayfish, and the habitat conservation for lesser kestrel are still in force.

The *Vella* recovery plan, in addition to regulate its protection status, proposes several guidelines and actions leading to the preservation of individuals and habitats, the rise of awareness and administrative coordination. In this context, it is worth mentioning the reintroduction of the plant in the region of Calatayud since 2007.

In spite of this progress, there are other lines of action that deserve further development for the endangered flora as a whole: *ex situ* conservation, management of accurate data, better environmental management, etc. The improvement of all these tools should help to halt flora habitat lost and population erosion in Aragon.

Introducción

"Aragón posee una flora maravillosa, rica y variada, fiel reflejo de la diversidad paisajística propia de un país montañoso, con abundancia de climas locales, y de una historia generosa en influencias culturales, que todo lo moldean". De esta forma el profesor Pedro Montserrat comienza un librito divulgativo de las plantas de esta comunidad (Montserrat, 2000).

Como es bien sabido, la flora y vegetación aragonesas se pueden ordenar en tres grandes unidades geográficas: el Pirineo, el valle del Ebro y el sistema Ibérico. En ellos encontramos una gran variedad de comunidades: muchos tipos de bosques, desde hayedos húmedos hasta sabinars adaptados a la continentalidad; desde pastos alpinos hasta estepas, con gran representación de las comunidades mediterráneas; también zonas húmedas tan contrastadas como turberas o saladares endorreicos; abundantes medios rupícolas y algunas productivas praderías. Además, esta riqueza de ambientes propinada por las montañas y su diversidad de altitudes, orientaciones y pendientes, se ve completada con una compleja geología. Las interacciones con los animales, primero salvajes y luego domésticos, también son fuente de variabilidad para las plantas de Aragón. Fruto de todo ello es una rica flora de 3.398 plantas vasculares y 691 briófitos (130 hepáticas y 561 musgos) citados en esta comunidad (<http://www.ipe.csic.es/floragon>).

Pero el estado de conservación de todos estos vegetales no siempre es el mejor, como muestra de los problemas que la conservación de la naturaleza está sufriendo en nuestras latitudes. En ese sentido, durante las últimas décadas ha crecido una exigencia para que la naturaleza sea conservada, plasmada en un importante cuerpo normativo, a la par y en contradicción con el aumento de la capacidad de transformación del medio, desgraciadamente puesto de manifiesto en muchos casos.

No es el objetivo de este capítulo reseñar, ni siquiera de una forma somera, los antecedentes de la conservación de la naturaleza en Aragón. Esa difícil labor es tarea de otros. Pero para entender mejor el conjunto de labores que se están desarrollando para la protección del crujiente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, la parte fundamental de este libro, resulta muy útil conocer el contexto de la conservación de la naturaleza en esta comunidad, y más concretamente lo que se ha hecho por la flora amenazada.

Así pues, en este capítulo se dará un rápido repaso a los trabajos previos para la protección de la flora en Aragón, a las normas para la conservación de la Naturaleza comenzando en lo que afecta a los espacios naturales protegidos y a las especies, haciendo lógico hincapié en los dirigidos a la flora más rara y amenazada. Todo ello teniendo en mente las circunstancias de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*.

Estudios básicos

Aragón posee una antigua y amplia tradición botánica (Martínez, 1998), muy difícil de resumir en pocas palabras, pero hay que esperar hasta finales del siglo XX para encontrar trabajos específicamente dirigidos a la conservación de la flora. Además del antecedente que supone la

vasta labor botánica realizada en el Instituto Pirenaico de Ecología (IPE), se debe señalar como pionero el trabajo realizado por botánicos de la Universidad Autónoma de Madrid y que dio lugar al libro “Estrategias para la conservación de la flora amenazada en Aragón” (Sainz Ollero *et al.*, 1996).

Poco más tarde, la Unión Europea concedió el programa LIFE “Estudio y conservación de 14 especies de flora amenazada en Aragón”, que se ejecutó entre 1997 y 2000, verdadero impulso de la conservación de la flora en esta comunidad (Puente, 2002). Este esfuerzo se ha visto continuado con proyectos para varias de esas especies. Uno de los pilares de este trabajo fue la recolección y actualización de información para la evaluación del estado de conservación de las plantas amenazadas y la posterior implementación de medidas de conservación. Posteriormente, este planteamiento se extendió a otros grupos de los que en su momento se poseía poca información o bien de lugares concretos necesitados de datos. Entre los primeros se pueden destacar interesantes estudios de briófitos, orquídeas y líquenes. Entre las zonas con proyectos específicos destaca el macizo de Javalambre, el complejo de lagunas endorreicas salinas de Monegros, la sierra de Albarracín...

Esta comunidad tampoco quedó fuera del proyecto “Atlas de Flora Amenazada” (AFA) en sus diferentes fases (Bañares *et al.*, 2004, 2006, 2008) y han sido varios los equipos que han trabajado en especies como, por ejemplo, *Epipogium aphyllum*, *Euonymus latifolius*, *Limonium aragoneense*, *L. catalaunicum* y hasta 26 plantas en su primera fase. Siguiendo la metodología marcada por AFA, en los últimos años se han reforzado las prospecciones florísticas para plantas raras o con problemas de conservación. Los datos así recogidos serán vitales tanto para proyectar medidas, diseñar enclaves singulares o revisar el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (CEEA).

También hay que señalar de forma muy destacada el proyecto “Atlas de la Flora de Aragón” (<http://www.ipe.csic.es/floragon>), fruto de un convenio entre el Gobierno de Aragón (GA) y el IPE. Esta base de datos del conjunto de las plantas vasculares y briófitos aragoneses, consultable en Internet, ha conseguido ser una referencia en su género, así como una herramienta utilizada de forma casi diaria por gestores, consultores, aficionados... Además de los datos concretos de todos los táxones aragoneses, presenta un análisis de la flora y otros documentos relacionados. En estos momentos se está valorando ampliarlo a otros grupos florísticos.

Tanto los trabajos botánicos básicos, donde hay que destacar la creciente importancia de aficionados y ONG, como los específicos para la conservación emprendidos por administraciones (IPE, Universidad de

Zaragoza o GA, entre otras) han aumentado mucho en los últimos años de forma que resulta difícil su reseña completa. Como consecuencia, parte de este conocimiento se ha plasmado en algunas normas legales con implicaciones en la conservación de la flora.

Espacios naturales protegidos

La Ley 8/2004, de medidas urgentes en materia de Medio Ambiente, crea la Red Natural de Aragón, en la que se integran los espacios naturales protegidos (ENP) regulados en la Ley 6/1998, de Espacios Naturales Protegidos de Aragón (parques nacionales, parques naturales, reservas naturales, monumentos naturales y paisajes protegidos) que hayan sido declarados a través de su correspondiente instrumento normativo, los humedales de importancia internacional incluidos en el Convenio RAMSAR, las Reservas de la Biosfera, los espacios incluidos en la Red Natura 2000, los montes incluidos en el Catálogo de Montes de Utilidad Pública de Aragón, los humedales y los árboles singulares y cualquier otro hábitat o elemento que se pueda identificar como de interés natural en Aragón (Figura 2.1).

Entre los ENP, en Aragón destaca el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, fundado en su concepción inicial en 1918, uno de los dos más antiguos de la Red de Parques Nacionales. Mucho más adelante se crearon otros como los parques naturales de la Sierra y Cañones de Guara (1991), Moncayo (1978, aunque era Sitio de Interés Nacional desde 1927), Posets-Maladeta (1994) y, recientemente en 2006, el de los Valles Occidentales, espacios que se concentran en zonas de montaña del Pirineo, Prepirineo y sistema Ibérico. La red se completa con tres reservas naturales vinculadas a medios húmedos que son la R. N. dirigida de los Galachos de la Alfranca de Pastriz, La Cartuja y el Burgo de Ebro, la R. N. dirigida de las Saladas de Chiprana y la R. N. de la Laguna de Gallocanta; cinco monumentos naturales; tres paisajes protegidos y cuatro refugios de fauna silvestre. A pesar de ellos y de la confluencia de varias figuras de protección en algunas áreas, es la Red Natura 2000 la que cubre una mayor superficie, ya que 13.549 km² (el 28,4% del territorio aragonés) son Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) o Zona de Especial Protección para las Aves o ambos a la vez.

La Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres) tiene por objeto contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres en el territorio europeo. Para ello, entre otros fines, legisla la creación de una red ecológica europea coherente de zonas especiales de conservación,

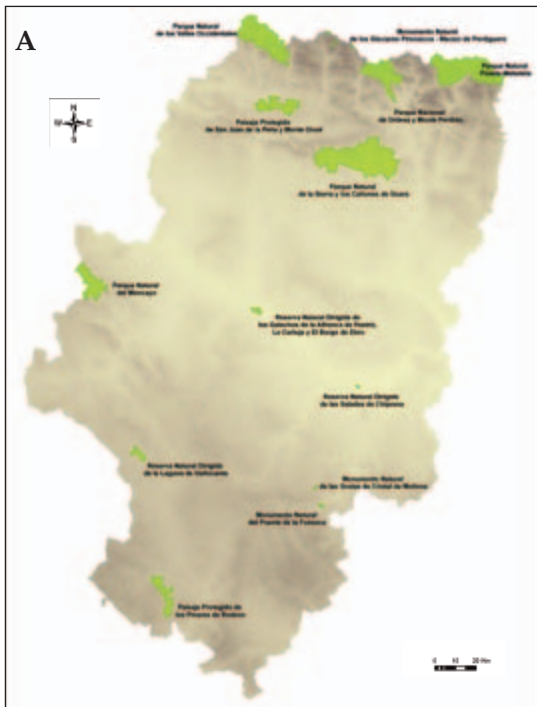


Figura 2.1. A) Espacios Naturales Protegidos de Aragón. B) Red Natura 2000.

denominada Natura 2000. Dicha red, compuesta por los lugares que alberguen hábitats de interés comunitario (Anexo I) y de hábitats de especies animales y vegetales, también denominas de interés comunitario (Anexo II), deberá garantizar el mantenimiento o, en su caso el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de los elementos listados.

Es evidente el importante papel del conjunto de estos espacios protegidos en la conservación de la biodiversidad vegetal. Por ejemplo, la superficie del Pirineo aragonés con alguna consideración oficial de protección supone el 34% y contiene al menos un 90% del conjunto de la flora, de los endemismos pirenaicos, y de la flora rara, así como un 80% de las localidades de flora catalogada (García y Gómez, 2007).

Además, a efectos de la conservación de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*, es la Red Natura 2000 la única relevante. Parte de las poblaciones de esta crucífera se encuentran dentro de los LIC denominados "Altos de Marimezquita, Los Pinarejos y Muela de Cascante, ES2420132" y, en menor medida, "Los Yesares y Laguna de Tortajada, ES2420131". Aunque el crujiente no se encuentra en los anexos citados, forma parte de los matorrales gipsícolas en estos LIC. Este hábitat, denominado "matorrales gipsícolas ibéricos (estepas yesosas), código 1520" y considerado prioritario, está incluido en el Anexo I y es un objetivo de conservación de ambos lugares.

Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón

La citada Directiva Hábitats plantea una estrategia que aúna las clásicas aproximaciones de conservación de espacios y especies, pero en el caso que nos ocupa, la conservación de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*, hay que reconocer que se ha adelantado más gracias a la segunda. En ese sentido hay que hablar sobre los catálogos de especies amenazadas.

El Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (CEAA) existe desde 1995, gracias al Decreto 49/1995, de la Diputación General de Aragón. En él se incluyeron ya 105 plantas y 80 animales, estando entre las primeras prácticamente todas las contenidas en normas legales previas como el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA), Real Decreto 439/1990, más ulteriores modificaciones, y la Directiva Hábitats.

Tras la publicación del CEAA se siguieron llevando a cabo trabajos prospectivos, y de otra índole, relacionados con la conservación de las especies de flora y fauna, en buena parte patrocinados por el propio GA. Fruto de ellos se obtuvo la información que permitió modificarlo en 2004 (Orden de 4 de marzo, del Departamento de Medio Ambiente), introduciendo, cambiando de categoría y, también, desechando varios táxones. En su actual redacción (Decreto 181/2005, del Gobierno de Aragón – Figura

2.2.) está compuesto por 136 plantas, de las cuales 15 se catalogaron “en peligro de extinción”, 20 como “sensibles a la alteración de su hábitat”, 45 en “vulnerable” y, finalmente, 56 “de interés especial”; y 93 animales, con la siguiente distribución en las mismas categorías 11, 19, 21 y 43, además de otra especie en la categoría “extinta”, el bucardo (*Capra pyrenaica pyrenaica*) desaparecido en 2000. Antes que nada cabe señalar el hecho, no demasiado frecuente, de que hay más especies de flora que de fauna y de la significativa presencia de briófitos entre las plantas, concretamente nueve especies en las cuatro categorías actuales.

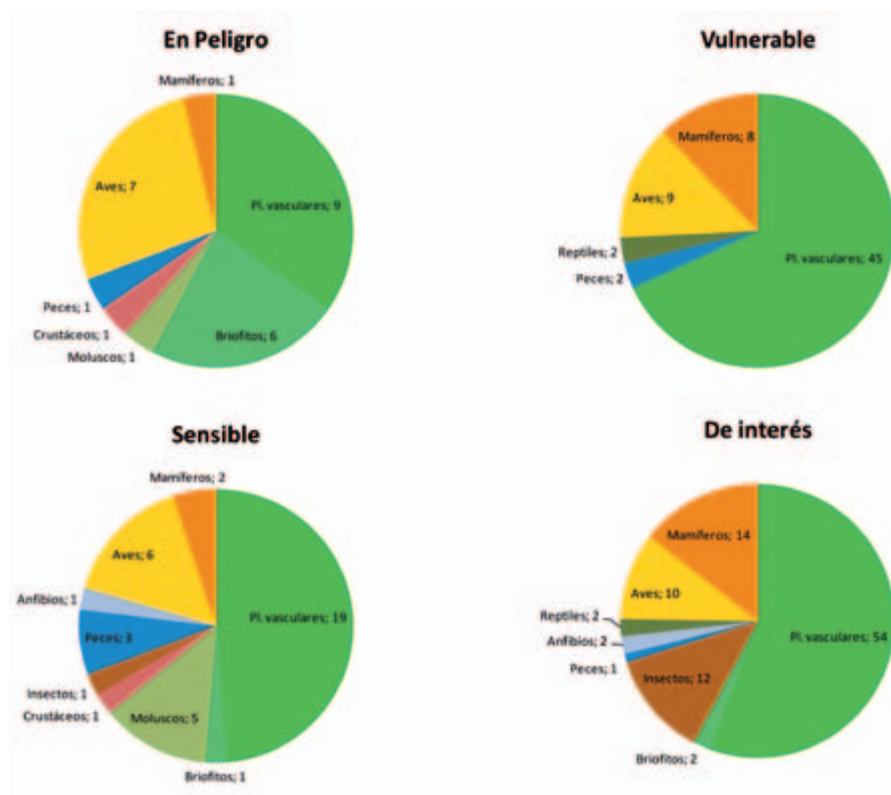


Figura 2.2. Distribución por grupos taxonómicos en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (Decreto 181/2005, del Gobierno de Aragón).

Algunas de las plantas más amenazadas son endemismos rarísimos, con una sola localidad mundial, como *Borderea chouardii*, o restringidos a un macizo del sistema Ibérico, como *Oxytropis jabalambrensis*. Otras tienen

una distribución más amplia pero, o bien están en declive general como el zueco (*Cypripedium calceolus*), o presentan poblaciones únicas, minúsculas y en límite de área, como otra orquídea: *Corallorhiza trifida*. También hay plantas de medios en regresión como los saladares (*Puccinellia pungens*), ciertos humedales (*Riella notarisii*) o bosques maduros (*Buxbaumia viridis*), Tabla 2.1.

Entre los animales, el mayor contingente incluido en la categoría de máxima amenaza lo forman las aves, algo bastante frecuente. Aparecen grandes rapaces emblemáticas como el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) o el águila-azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), pero también aves de medios esteparios (avutarda, *Otis tarda*), medios forestales maduros (pico dorsiblanco, *Dendrocopos leucotos*) o humedales (avetoro, *Botaurus stellaris*), incluso aves en su límite de área como el alcaudón chico (*Lanius minor*). Además de este grupo se incluyen en la categoría “en peligro de extinción” un mamífero, el oso pardo (*Ursus arctos*), un pez (el blenio o pez fraile, *Salaria fluviatilis*) y dos invertebrados: la margaritona o náyade auriculada (*Margaritifera auricularia*) y el cangrejo de río común (*Austropotamobius pallipes*), Tabla 2.2.

La inclusión de una planta en el CEEA supone, en primer lugar, una protección pasiva, que en el caso de las plantas implica la prohibición genérica de recogerlas, cortarlas, mutilarlas, arrancarlas o destruirlas intencionadamente en la naturaleza. Además, la antigua Ley 4/1989, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, obligaba a la aprobación de un plan de acción para los táxones incluidos en los catálogos (de recuperación, de conservación del hábitat, de conservación o de manejo). Esta norma fue derogada por la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, lo que ha supuesto una serie de cambios en este esquema. En lo que respecta a la protección de especies, se crea el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE), en cuyo seno se incluye el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAA). Además, las categorías del catálogo se reducen a dos: “en peligro de extinción” y “vulnerable”. Ahora sólo se exigen dos tipos de planes: de recuperación para las especies de la primera categoría y de conservación para la segunda. Eso sí, se fija un plazo para su aprobación de tres y cinco años, respectivamente.

Otras cuestiones de esta ley relacionadas con la conservación de la flora amenazada son la incorporación definitiva de la Red Natura 2000 al ordenamiento jurídico estatal; la creación del Inventario Nacional del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en cuyo marco se proponen seguimientos del estado de conservación de las especies del LESRPE; la importancia de la conservación *ex situ*; la posibilidad de planes conjuntos para grupos de especies con características y problemáticas similares; por citar sólo unas pocas. Para un análisis más detallado se puede consultar a Laguna (2008).

Actualmente la administración central está desarrollando algunos de los aspectos de esta Ley y muchas CC.AA., como Aragón, ya están adelantando los trabajos técnicos para su adaptación en el ámbito autonómico. Por ejemplo, se está discutiendo el Real Decreto que aprobará el LESRPE y el CEEA, donde se ha propuesto que *V. pseudocytisus* subsp. *pau* entre en la categoría “en peligro de extinción”, debido a que en Aragón está así catalogada y es una planta endémica de esta comunidad.

Planes de acción

Todos estos son cambios futuros, así que volviendo a los antecedentes de conservación de la flora en Aragón, hay que recordar que esta comunidad fue pionera en la aprobación de un plan de recuperación para una planta con el de *Borderea chouardii* (Decreto 239/1994, de la Diputación General de Aragón). Éste apareció antes aún que el propio CEEA, dando cumplimiento a su inclusión en el CNEA y a la Ley 4/1989. Se trató del primer plan de recuperación aprobado legalmente en Europa y ha resultado un marco adecuado para realizar estudios y desarrollar acciones de conservación para esta especie emblemática (García *et al.*, 2007). Actualmente se dan los últimos pasos para su renovación².

Esa línea se ha mantenido con otros que han aparecido más tarde: el que nos ocupa, el Plan de recuperación para el crujiente aragonés (*Vella pseudocytisus* subsp. *pau*) fue aprobado gracias al Decreto 92/2003, del GA; a la vez que el de conservación para al-arba (*Krascheninnikovia ceratoides*, Decreto 93/2003, del GA) y algo antes que el de recuperación para el zueco (*Cypripedium calceolus*, Decreto 234/2004, del GA). Junto al refuerzo de la protección legal, los planes conllevan una serie de acciones, de las cuales algunas se describen más adelante.

De forma paralela se aprobaron varios planes para animales. Aunque no todos vigentes en el mismo tiempo, en Aragón ha llegado a haber cinco de ellos. El primero en aprobarse fue el Plan de recuperación del bucardo, *Capra pyrenaica pyrenaica* (Decreto 97/1993, de la DGA), pero, al certificarse la muerte del último ejemplar conocido de esta subespecie y cambiar su categoría, fue derogado por el Decreto 181/2005. Algo posterior fue el Plan de recuperación del quebrantahuesos, *Gypaetus barbatus* (Decreto 184/1994 de la DGA) que posteriormente fue modificado por el Decreto 45/2003 del GA. El siguiente plan en salir adelante también afectó a un ave, fue el Plan de conservación del hábitat del cernícalo primilla, *Falco*

2. Mientras el texto se estaba maquetando, se ha publicado su revisión mediante el Decreto 166/2010, de 7 de septiembre, del Gobierno de Aragón.

naumanni (Decreto 109/2000, de la DGA), que fue una importante herramienta de gestión en zonas esteparias del valle medio del Ebro. Un recurso judicial causado por un defecto de forma lo declaró nulo en 2008 y, tras un largo proceso ha sido aprobado de nuevo (Decreto 233/2010, de 14 de diciembre, del Gobierno de Aragón).

Tras estos tres que tuvieron por objeto dos aves y un mamífero, aparecen dos nuevos decretos con diferente planteamiento. Ambos se enfocan hacia sendos invertebrados, grupo que tradicionalmente ha despertado menor atención. Se trata de los planes de recuperación para *Margaritifera auricularia* (Decreto 187/2005, del GA), un molusco de agua dulce, y del cangrejo de río común (*Austropotamobius pallipes*), Decreto 127/2006, del GA. Los dos son organismos fluviales con lo que su aplicación plantea un nuevo reto: la concurrencia competencial entre la administración autonómica y los diferentes organismos de cuenca, especialmente la Confederación Hidrográfica del Ebro. Esta circunstancia también ha llevado a recursos judiciales aún sin solucionar.

A pesar de sus claroscuros, la experiencia diaria ha demostrado que estos documentos, con sus ámbitos de aplicación, se convierten en utilísimas herramientas de gestión. Por ello se sigue trabajando para redactar nuevos planes de especies del CEEA, a pesar que la publicación de un decreto, vía por la cual se ha optado en Aragón pero no la única que se encuentra entre las CC.AA., resulta laboriosa técnica y administrativamente, necesitando muchos pasos y discusiones para su finalización.

En este sentido, hay que recordar que, tanto el Decreto 181/2005, del Gobierno de Aragón, que modifica el CEEA, como la Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, permiten la aprobación de planes conjuntos para grupos de especies de requerimientos ecológicos afines que, ocupando hábitat de características similares, estén sometidas a factores de amenaza comunes, susceptibles por tanto de ser corregidos por actuaciones y directrices de conservación también compartidas. En esta línea se está trabajando con las plantas rupícolas, las de lagunas saladas temporales, algunos de los medios más interesantes en Aragón, o las del macizo de Javalambre.

Además, la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad pone plazos para la aprobación de los planes de recuperación y conservación, tres y cinco años respectivamente. Teniendo en cuenta los pocos planes aprobados hasta la fecha y el gran tiempo y esfuerzo que ello supone, parece difícil cumplir con estas fechas.

Plan de Recuperación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*

Como parece lógico, entre todos estos planes hay que reseñar aquí el de

recuperación de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*. Antes de su aprobación se había avanzado en varias líneas, algunas desde la década de 1990: se había estudiado su ecología, conservado sus semillas, plantado experimentalmente dentro de su área de distribución, cultivado en viveros, etc. En todos estos trabajos participaron varias instituciones entre las que, además del propio Gobierno de Aragón, se debe citar la Universidad Autónoma de Madrid o el antiguo Ministerio de Medio Ambiente mediante el proyecto AFA.

En primer lugar el Decreto 92/2003, del GA (reproducido íntegramente en el Anexo I al final del libro), establece el régimen de protección para el crujiente en la Comunidad Autónoma de Aragón, que es el que le corresponde al estar catalogado “en peligro de extinción”, y regula los procedimientos de evaluación ambiental que le afectan. Además, define un ámbito de aplicación geográfico donde serán de aplicación las medidas en él propuestas; establece la organización administrativa para su desarrollo, creando la figura del coordinador; hace referencia al régimen sancionador aplicable, aquél de la legislación básica estatal en ese momento; y, por último, deja abierta la posibilidad de declarar de utilidad pública las actividades encaminadas a la recuperación de esta planta.

El Plan de recuperación propiamente dicho contiene una introducción donde se detallan varios aspectos de esta subespecie: descripción, sinonimias, distribución, ecología y biología reproductiva. Después se presenta su situación con una estimación de poblaciones, valoración de amenazas, situación legal, interés científico y social, más una evaluación general en ese momento. Tras ello se propone el objetivo del plan, que no es otro sino lograr la conservación de este taxon, y se establece como criterio su bajada a la categoría “vulnerable”. El siguiente epígrafe define el ámbito de aplicación en Aragón, que afecta parcialmente a varios términos municipales del sur de Teruel, en los valles de los ríos Guadalaviar o Turia y Alfambra, que se expresa cartográficamente en otro anexo.

Después se detallan varias directrices y actuaciones para la conservación de este vegetal. La mayor parte de estas últimas se agrupan entre medidas *in situ* y *ex situ*. Las primeras pretenden mantener o incrementar el número de ejemplares en su área de distribución. Para ello se propone la investigación de diferentes aspectos: dinámica poblacional, hábitat, biología reproductiva y genética, seguimientos y prospecciones. También se recogen aquellas actividades que deben ser evitadas o evaluadas para que no haya impactos sobre los individuos. Paralelamente, se proponen medidas para preservar sus hábitats y, por último, se plantea un protocolo de reintroducción.

En cuanto a las medidas *ex situ*, propone crear una reserva genética, con material genético en bancos de germoplasma, y con plantas madre en viveros y, si lo anterior no resultara, mediante técnicas *in vitro*, todo ello

acompañado de un protocolo para aplicar estas técnicas en eventuales refuerzos o reintroducciones.

Para terminar este epígrafe se plantean medidas sociales: educación ambiental y formación para el público en general, la población más directamente implicada y los agentes de la autoridad competentes así como medidas de coordinación administrativa.

Los últimos capítulos del plan hacen referencia a su financiación y duración. A este respecto no se fija un plazo determinado, sino que éste vendría dictado por el cumplimiento del objetivo programado, pero se propone una revisión cada cuatro años, lapso que, evidentemente, no se ha cumplido.

Desde la aprobación del plan se han venido desarrollando muchas actividades de las cuales los capítulos de este libro dan buena cuenta, pero se debe reseñar la reintroducción que está llevándose a cabo en la comarca de Calatayud (Capítulo 11). Tras los resultados negativos en la búsqueda de una antigua cita del crujiente en esa zona, se decidió su reintroducción con el objetivo de aumentar el número de poblaciones de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*. Hasta el momento el desarrollo de la acción es esperanzador, lo que indica el interés de la medida para mejorar el estado de conservación de esta planta.

Otros trabajos y futuras líneas de actuación

Volviendo a hablar del conjunto de la flora amenazada aragonesa, hay que señalar que una de las carencias en su conservación han sido las medidas *ex situ*. Se han aplicado raramente en trabajos puntuales de recolección y conservación de semillas para unos pocos táxones durante el proyecto LIFE que finalizó el año 2000, algunas experiencias del actual Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (CITA) de Aragón, dependiente del Departamento de Ciencia, Tecnología y Universidad del GA, y el entusiasta trabajo del vivero de Ejea de los Caballeros (Zaragoza), dependiente del Departamento de Medio Ambiente, donde se produce material de algunas plantas amenazadas. Con este cultivo se pretende conservar un *stock* genético de especies catalogadas y, también, disponer de material para realizar acciones como refuerzos poblacionales o reintroducciones.

Otro reto, que si bien viene de lejos, los recientes avances en las tecnologías de la información han relanzado, es gestionar y ofrecer información sobre la flora del CEAA. Un primer hito lo puso el "Atlas de la Flora de Aragón" ofreciendo información botánica en Internet. Posteriormente se han dado los primeros pasos para conseguir una herramienta para manejo de datos más precisos que incluyan información alfanumérica (tamaños poblacionales, superficies ocupadas, medidas de gestión, etc.) y cartográ-

fica (parcelas ocupadas, hábitat potencial, prospecciones negativas, etc.). Ello resulta necesario para las futuras revisiones del CEEA, la elaboración de planes de gestión, la ejecución de medidas de conservación, la redacción de los informes sobre el estado de conservación de la flora para el Inventario Nacional de Patrimonio Natural y Biodiversidad o para la Unión Europea (art. 17 de la Directiva Hábitats) y facilitar prospecciones o seguimientos, entre otros. Además, es necesario crear un sistema para atender las demandas de información como obliga la legislación vigente (Ley 27/2006, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente) tanto de otras unidades administrativas del GA como del público general; establecer los niveles de accesibilidad a los datos y el detalle de la información y su homogenización y estandarización.

Para terminar, este breve repaso no sería completo sin citar la dura y poco vistosa, pero necesaria, labor de vigilancia ambiental que se realiza en el campo todos los días por parte de los APN (Agentes para la Protección de la Naturaleza) y técnicos del GA. Este trabajo debe realizarse en coordinación con el sistema de gestión ambiental basado en evaluaciones ambientales, informes y autorizaciones, en el que están implicadas diferentes administraciones pero que, como es bien sabido, está lejos de funcionar de una forma óptima.

En conclusión, la conservación de la flora es un proceso dinámico, adaptativo, que no se detiene en Aragón: los conocimientos mejoran, las medidas de gestión empiezan a ser efectivas pero también aparecen nuevos retos y amenazas... Así pues, es necesario seguir trabajando con las herramientas técnicas y legales que ahora existen, más aquellas nuevas que se desarrollen, ya que el proceso global de pérdida de biodiversidad se concreta en el ámbito aragonés en una pérdida de hábitats y una erosión de las poblaciones de plantas que todo lo descrito no ha sido capaz de detener.

EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	
BRYOPHYTA	
<i>Buxbaumia viridis</i>	<i>Pottia pallida</i>
<i>Crossidium aberrans</i>	<i>Pterygoneurum subsessile</i>
<i>Orthotrichum rogeri</i>	<i>Riella notarisii</i>
PTERIDOPHYTA	
Fam. LYCOPODIACEAE	<i>Diphasiastrum alpinum</i>
ANGIOSPERMAE	
Fam. COMPOSITAE	<i>Centaurea pinnata</i>
Fam. CRUCIFERAE	<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>pau</i> (crujiente)
Fam. DISCOREACEAE	<i>Borderea chouardii</i>
Fam. GRAMINEAE	<i>Puccinellia pungens</i>
Fam. LEGUMINOSAE	<i>Oxytropis jabalambrensis</i>

Fam. ORCHIDACEAE	
<i>Corallorhiza trifida</i>	<i>Cypripedium calceolus</i> (zapatito de dama, zueco)
Fam. UMBELLIFERAE	<i>Ferula loscosii</i>

SENSIBLES A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	
BRYOPHYTA	
<i>Riella helicophylla</i>	
PTERIDOPHYTA	
Fam. ISOETACEAE	<i>Isoetes velatum</i>
Fam. MARSILEACEAE	<i>Marsilea strigosa</i>
ANGIOSPERMAE	
Fam. CHENOPODIACEAE	
<i>Halopeplis amplexicaulis</i> (salicornia enana)	<i>Microcnemum coralloides</i>
Fam. ERICACEAE	<i>Arctostaphylos alpinus</i> (gayuba negra)
Fam. GENTIANACEAE	<i>Exaculum pusillum</i>
Fam. GERANIACEAE	<i>Erodium tordylioides</i> subsp. <i>gaussenianum</i>
Fam. HIPPURIDACEAE	<i>Hippuris vulgaris</i> (corregüela hembra)
Fam. LABIATAE	
<i>Calamintha grandiflora</i>	<i>Sideritis fernandez-casasii</i>
<i>Nepeta latifolia</i> subsp. <i>oscensis</i>	<i>Sideritis javalambrensis</i>
Fam. LEGUMINOSAE	<i>Astragalus exscapus</i>
Fam. LYTHRACEAE	<i>Lythrum flexuosum</i>
Fam. ORCHIDACEAE	<i>Ophrys riojana</i>
Fam. PLUMBAGINACEAE	
<i>Limonium aragonense</i>	<i>Limonium stenophyllum</i>
Fam. SALICACEAE	<i>Salix daphnoides</i>
Fam. SCROPHULARIACEAE	<i>Bartsia spicata</i>

VULNERABLES	
PTERIDOPHYTA	
Fam. ATHYRIACEAE	<i>Cystopteris montana</i>
ANGIOSPERMAE	
Fam. ALISMATACEAE	<i>Baldellia ranunculoides</i>
Fam. BORAGINACEAE	<i>Buglossoides gastonii</i>
Fam. CARYOPHYLLACEAE	
<i>Dianthus barbatus</i> subsp. <i>barbatus</i> (minutisa, macetilla, ramilletes)	<i>Petrocoptis montsiciana</i>
<i>Petrocoptis montserratii</i>	<i>Petrocoptis pardoii</i>
<i>Petrocoptis pseudoviscosa</i>	
Fam. COMPOSITAE	
<i>Artemisia armeniaca</i>	<i>Senecio auricula</i>
<i>Centaurea lagascana</i> subsp. <i>podospermifolia</i>	

VULNERABLES	
Fam. CRUCIFERAE	
<i>Draba fladnizensis</i>	<i>Lepidium ruderales</i>
<i>Erysimum javalambrense</i>	<i>Thlaspi occitanicum</i>
<i>Hugueninia tanacetifolia</i> subsp. <i>suffruticosa</i>	
Fam. CYPERACEAE	<i>Carex acutiformis</i>
Fam. CHENOPODIACEAE	<i>Krascheninnikovia ceratoides</i> (al-arba)
Fam. ELATINACEAE	
<i>Elatine hexandra</i>	<i>Elatine macropoda</i>
Fam. GERANIACEAE	<i>Erodium petraeum</i> subsp. <i>lucidum</i>
Fam. JUNCACEAE	<i>Juncus cantabricus</i>
Fam. LABIATAE	<i>Teucrium thymifolium</i>
Fam. LEGUMINOSAE	<i>Lathyrus vivanii</i>
Fam. LENTIBULARIACEAE	<i>Pinguicula grandiflora</i> subsp. <i>dertosensis</i> (grasilla, tiraña)
Fam. LILIACEAE	<i>Allium pyrenaicum</i>
Fam. ORCHIDACEAE	<i>Orchis simia</i>
Fam. OROBANCHACEAE	<i>Orobanche laserpitii-sileris</i>
Fam. PLUMBAGINACEAE	
<i>Limonium ruizii</i>	<i>Limonium viciosoi</i>
Fam. PRIMULACEAE	
<i>Androsace cylindrica</i> subsp. <i>willkommii</i>	<i>Androsace pyrenaica</i>
<i>Androsace helvetica</i>	<i>Androsace vitaliana</i> subsp. <i>assoana</i>
Fam. RANUNCULACEAE	
<i>Aconitum burnatii</i> (vedegambre azul)	<i>Thalictrum flavum</i> subsp. <i>flavum</i>
<i>Aconitum variegatum</i> subsp. <i>pyrenaicum</i>	<i>Thalictrum macrocarpum</i>
<i>Aquilegia pyrenaica</i> subsp. <i>guarensis</i>	
Fam. RUPPIACEAE	<i>Ruppia maritima</i>
Fam. SAXIFRAGACEAE	
<i>Saxifraga cotyledon</i>	<i>Saxifraga losae</i> subsp. <i>suaveolens</i>
Fam. SCROPHULARIACEAE	<i>Melampyrum nemorosum</i> subsp. <i>catalaunicum</i>
Fam. TAMARICACEAE	<i>Tamarix boveana</i>
Fam. UMBELLIFERAE	<i>Apium repens</i>

DE INTERÉS ESPECIAL	
BRYOPHYTA	
<i>Pterigonerum sampaianum</i>	<i>Riccia crustata</i>
GYMNOSPERMAE	
Fam. CUPRESSACEAE	
<i>Juniperus thurifera</i> (sabina albar, sabina blanca)	Poblaciones de la depresión del Ebro
ANGIOSPERMAE	

DE INTERÉS ESPECIAL	
Fam. AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex aquifolium</i> (acebo)
Fam. BORAGINACEAE	
<i>Echium boissieri</i> (viborera)	<i>Onosma tricerospes</i> subsp. <i>alpicola</i>
Fam. CALLITRICHACEAE	<i>Callitriche palustris</i>
Fam. CARYOPHYLLACEAE	
<i>Minuartia cerastiifolia</i>	<i>Petrocoptis guarensis</i>
<i>Petrocoptis crassifolia</i>	<i>Silene borderei</i>
Fam. COMPOSITAE	
<i>Centaurea emigrantis</i>	<i>Scorzonera parviflora</i>
<i>Leontopodium alpinum</i> subsp. <i>alpinum</i> (flor de nieve, edelweis)	Poblaciones dentro de ENP y Red Natura 2000
Fam. CRUCIFERAE	
<i>Boleum asperum</i>	<i>Cochlearia aragonensis</i> subsp. <i>aragonensis</i>
<i>Brassica repanda</i> subsp. <i>cadevallii</i>	<i>Sisymbrium cavanillesianum</i> (rabanillo cornudo)
<i>Brassica repanda</i> subsp. <i>turbonis</i>	<i>Subularia aquatica</i>
<i>Clypeola cyclodontea</i>	
Fam. CYPERACEAE	
<i>Carex bicolor</i>	<i>Carex lainzii</i>
<i>Carex ferruginea</i> subsp. <i>tenax</i>	
Fam. DIOSCOREACEAE	<i>Borderea pyrenaica</i>
Fam. ELEAGNACEAE	<i>Hippophae rhamnoides</i> subsp. <i>fluviatilis</i> (espino amarillo)
Fam. ERICACEAE	<i>Erica tetralix</i> (brezo en cruz, brezo tomillar)
Fam. GENTIANACEAE	<i>Gentiana lutea</i> subsp. <i>montserratii</i>
Fam. GERANIACEAE	
<i>Erodium celtibericum</i>	<i>Erodium sanguis-christi</i> subsp. <i>durrieui</i>
<i>Erodium rupestre</i>	
Fam. GESNERIACEAE	<i>Ramonda myconi</i> (oreja de oso)
Fam. GRAMINEAE	<i>Stipa tenacissima</i> (esparto, atocha)
Fam. LABIATAE	
<i>Thymus leptophyllus</i> subsp. <i>pau</i>	<i>Thymus loscosii</i>
Fam. LEGUMINOSAE	
<i>Genista anglica</i>	<i>Lathyrus vernus</i> subsp. <i>vernus</i>
<i>Genista teretifolia</i>	<i>Vicia argentea</i>
Fam. LENTIBULARIACEAE	<i>Pinguicula longifolia</i> subsp. <i>longifolia</i>
Fam. LILIACEAE	<i>Allium pardoii</i>
Fam. PAEONIACEAE	<i>Paeonia officinalis</i> subsp. <i>microcarpa</i> (hierba de Santa Rosa)
Fam. PLUMBAGINACEAE	
<i>Armeria godayana</i>	<i>Limonium catalaunicum</i> (nebulosa)
Fam. PRIMULACEAE	<i>Androsace cylindrica</i> subsp. <i>cylindrica</i>

DE INTERÉS ESPECIAL	
Fam. RESEDACEAE	<i>Reseda lutea</i> subsp. <i>vivantii</i> (galdon)
Fam. ROSACEAE	<i>Potentilla palustris</i>
Fam. SAXIFRAGACEAE	
<i>Saxifraga corsica</i> subsp. <i>cossoniana</i>	<i>Saxifraga hariotii</i>
<i>Saxifraga moncayensis</i>	
Fam. SCROPHULARIACEAE	
<i>Antirrhinum pertegasii</i>	<i>Veronica aragonensis</i>
<i>Scrophularia pyrenaica</i>	<i>Veronica scutellata</i>
Fam. UMBELLIFERAE	
<i>Guillonea scabra</i>	<i>Laserpitium nestleri</i> subsp. <i>turolensis</i>

Tabla 2.1. Especies de flora incluidas en el CEEA.

EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	
BIVALVOS	
Fam. MARGARITIFERIDAE	<i>Margaritifera auricularia</i> (margaritona o náyade auriculada)
CRUSTÁCEOS	
Fam. ASTACIDAE	<i>Austrapotamobius pallipes</i> (cangrejo de río común)
PECES	
Fam. BLENNIDAE	<i>Salaria fluviatilis</i> (fraile)
AVES	
Fam. ACCIPITRIDAE	
<i>Gypaetus barbatus</i> (quebrantahuesos)	<i>Hieraetus fasciatus</i> (águila-azor perdicera)
Fam. ARDEIDAE	
<i>Botaurus stellaris</i> (avetoro)	<i>Ardeola ralloides</i> (garcilla cangrejera)
Fam. LANIIDAE	<i>Lanius minor</i> (alcaudón chico)
Fam. OTIDIDAE	<i>Otis tarda</i> (avutarda)
Fam. PICIDAE	<i>Dendrocopos leucotos</i> (pico dorsiblanco)
MAMÍFEROS	
Fam. URSIDAE	<i>Ursus arctos</i> (oso pardo)

SENSIBLES A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	
GASTERÓPODOS	
Fam. HYDROBIIDAE	<i>Pseudamnicola navasiana</i>
Fam. HYGROMIIDAE	
<i>Pyrenaearia cotiellae</i>	<i>Pyrenaearia navasi</i>
Fam. MELANOPSIDAE	
<i>Melanopsis penchinati</i>	<i>Melanopsis praemorsa</i>
CRUSTÁCEOS	
Fam. CYPRIDIDAE	<i>Eucypris aragonica</i>
INSECTOS	
Fam. CETONIIDAE	<i>Osmoderma eremita</i>

SENSIBLES A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	
PECES	
Fam. COBITIDAE	
<i>Cobitis calderoni</i> (lamprehuela)	<i>Cobitis maroccana</i> (colmilleja)
Fam. CYPRINIDAE	<i>Rutilus arcasii</i> (bermejuela)
ANFIBIOS	
Fam. RANIDAE	<i>Rana pyrenaica</i> (rana pirenaica)
AVES	
Fam. ACCIPITRIDAE	
<i>Milvus milvus</i> (milano real)	<i>Circus cyaneus</i> (aguilucho pálido)
Fam. ALAUDIDAE	<i>Chersophilus duponti</i> (rocín o alondra de Dupont)
Fam. FALCONIDAE	<i>Falco naumanni</i> (cernícalo primilla)
Fam. GRUIDAE	<i>Grus grus</i> (grulla común)
Fam. TETRAONIDAE	<i>Tetrao urogallus</i> (urogallo)
MAMÍFEROS	
Fam. ARVICOLIDAE	<i>Microtus cabreræ</i> (topillo de Cabrera)
Fam. MUSTELIDAE	<i>Lutra lutra</i> (nutria)

VULNERABLES	
PECES	
Fam. BALITORIDAE	<i>Barbatula barbatula</i> (lobo de río)
Fam. CYPRINIDAE	<i>Squalius cephalus</i> (bagre)
REPTILES	
Fam. EMYDIDAE	<i>Emys orbicularis</i> (galápago europeo)
Fam. LACERTIDAE	<i>Lacerta bonnali</i> (lagartija pirenaica)
AVES	
Fam. ACCIPITRIDAE	
<i>Neophron percnopterus</i> (alimoche)	<i>Circus pygargus</i> (aguilucho cenizo)
Fam. ARDEIDAE	<i>Ardea purpurea</i> (garza imperial)
Fam. CORVIDAE	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i> (chova piquirroja)
Fam. OTIDIDAE	<i>Tetrax tetrax</i> (sisón)
Fam. PHASIANIDAE	<i>Perdix perdix</i> (perdiz pardilla)
Fam. PTEROCLIDAE	
<i>Pterocles orientalis</i> (ganga ortega)	<i>Pterocles alchata</i> (ganga ibérica)
Fam. TETRAONIDAE	<i>Lagopus mutus</i> (perdiz nival)
MAMÍFEROS	
Fam. MUSTELIDAE	<i>Mustela lutreola</i> (visón europeo)
Fam. RHINOLOPHIDAE	
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (murciélago grande de herradura)	<i>Rhinolophus euryale</i> (murciélago mediterráneo de herradura)
<i>Rhinolophus hipposideros</i> (murciélago pequeño de herradura)	
Fam. TALPIDAE	<i>Galemys pyrenaicus</i> (desmán)

Fam. VESPERTILIONIDAE	
<i>Myotis capaccinii</i> (murciélago patudo)	<i>Myotis blythii</i> (murciélago ratonero mediano)
<i>Myotis myotis</i> (murciélago ratonero grande)	

DE INTERÉS ESPECIAL	
INSECTOS	
Fam. CERAMBYCIDAE	
<i>Cerambyx cerdo</i>	<i>Rosalia alpina</i> (rosalia)
Fam. COENAGRIONIDAE	<i>Coenagrion mercuriale</i> (caballito del diablo)
Fam. CORDULIIDAE	<i>Oxygastra curtisii</i>
Fam. LASIOCAMPIDAE	<i>Eriogaster catax</i>
Fam. LUCANIDAE	<i>Lucanus cervus</i> (ciervo volante)
Fam. LYCAENIDAE	<i>Maculinea arion</i> (hormiguera de lunares)
Fam. NYMPHALIDAE	<i>Euphydryas aurinia</i> (doncella de ondas rojas)
Fam. PAPILIONIDAE	
<i>Parnassius apollo</i> (apolo)	<i>Parnassius mnemosyne</i> (mnemosine)
Fam. SATURNIDAE	<i>Graellsia isabelae</i> (mariposa isabelina)
Fam. TETTIGONIIDAE	<i>Saga pedo</i>
PECES	
Fam. ANGUILIDAE	<i>Anguilla anguilla</i> (anguila)
ANFIBIOS	
Fam. BUFONIDAE	<i>Bufo bufo</i> (sapo común)
Fam. SALAMANDRIDAE	<i>Salamandra salamandra</i> (salamandra común)
REPTILES	
Fam. COLUBRIDAE	<i>Coluber viridiflavus</i> (culebra verdiamarilla)
Fam. EMYDIDAE	<i>Mauremys leprosa</i> (galápago leproso)
AVES	
Fam. ALAUDIDAE	<i>Alauda arvensis</i> (alondra común)
Fam. CICONIIDAE	<i>Ciconia ciconia</i> (cigüeña blanca)
Fam. CORVIDAE	
<i>Corvus frugilegus</i> (graja)	<i>Corvus corax</i> (cuervo)
Fam. EMBERIZIDAE	<i>Miliaria calandra</i> (triguero)
Fam. FRINGILLIDAE	
<i>Serinus serinus</i> (verdecillo)	<i>Carduelis spinus</i> (lúgano)
<i>Carduelis chloris</i> (verderón común)	<i>Carduelis cannabina</i> (pardillo común)
<i>Carduelis carduelis</i> (jilguero)	
MAMÍFEROS	
Fam. ERINACEIDAE	<i>Erinaceus europaeus</i> (erizo europeo occidental)
Fam. GLIRIDAE	<i>Glis glis</i> (lirón gris)
Fam. MUSTELIDAE	
<i>Mustela putorius</i> (turón)	<i>Martes foina</i> (garduña)
<i>Martes martes</i> (marta)	<i>Meles meles</i> (tejón)
Fam. SCIURIDAE	<i>Marmota marmota</i> (marmota)
Fam. SORICIDAE	
<i>Sorex minutus</i> (musaraña enana)	<i>Neomys anomalus</i> (musgaño de Cabrera)

<i>Sorex coronatus</i> (musaraña tricolor)	<i>Crocidura russula</i> (musaraña gris)
<i>Neomys fodiens</i> (musgaño patiblanco)	<i>Suncus etruscus</i> (musaraña o musgaño enano)
Fam. VIVERRIDAE	<i>Genetta genetta</i> (gineta)

Tabla 2.2. Especies de fauna incluidas en el CEAA.

Referencias

- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S., eds. (2004). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S., eds. (2006). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2006*. Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S., eds. (2008). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2008*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas, Madrid.
- García M.B., Gómez D. (2007). Flora del pirineo aragonés. Patrones espaciales de biodiversidad y su relevancia para la conservación. *Pirineos* 162: 71-88.
- García, M.B., Goñi, D., Guzmán, D., Iriondo, J.M., Coscolluela, J., Puente, J., Alcántara, M., Guiral, J. (2007). ¿Cómo gestionar una planta prácticamente inaccesible y en peligro de extinción? *Ecosistemas* 2007/3.
- Laguna, E. (2008). La nueva Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad: repercusión sobre la conservación de la flora silvestre. *Conservación Vegetal* 12: 11-13.
- Martínez, V. (1998). *Los botánicos aragoneses*. Colección CAI 100, nº 4. Caja de Ahorros de la Inmaculada de Aragón (CAI), Zaragoza.
- Montserrat, P. (2000). *La flora de Aragón*. Colección CAI 100, nº 51. Caja de Ahorros de la Inmaculada de Aragón (CAI), Zaragoza.
- Puente, J. (2002). El Proyecto LIFE de Flora Amenazada en Aragón. *Conservación Vegetal* 7: 17-18.
- Sainz Ollero, H., Franco Mújica, F., Arias, J. (1996). *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Serie Conservación, nº 1. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.

Capítulo 3. Filogenia y taxonomía de *Vella* L.

Manuel B. Crespo

Resumen

Vella L. (Brassicaceae, Brassicaceae) es un género endémico de las áreas sudoccidentales de la región Mediterránea, que se distribuye por la mitad oriental de España, norte de Marruecos y noroeste de Argelia. Junto con otros elementos de distribución mediterránea más o menos amplia, como *Euzomodendron*, *Boleum*, *Carrichtera* y *Succowia*, conforma la subtribu Vellinae. Diversos estudios moleculares y morfológicos han evidenciado unas relaciones muy estrechas entre *Vella*, *Boleum* y *Euzomodendron*, tres táxones que incluyen arbustos fuertemente leñosos, con estambres internos soldados por sus filamentos y número cromosómico básico $x = 17$, que constituyen el núcleo central de la subtribu. Sobre la base de dichas afinidades se ha propuesto reincluir *Boleum* en *Vella*, e incluso se ha considerado reunir a los tres en un único género. A partir de la información disponible, se discute la circunscripción de la subtribu y las relaciones existentes entre los integrantes del núcleo de ésta. En su sentido ampliado, *Vella* (incl. *Boleum*) agrupa nueve táxones que crecen en ambientes esteparios o en la alta montaña mediterránea, en su mayoría con áreas muy exiguas y severamente amenazados. Aunque *Vella* comparte una historia evolutiva común con *Euzomodendron*, se presentan evidencias morfológicas y filogenéticas que aconsejan tratarlos como géneros independientes. Además, se describen brevemente los distintos táxones de *Vella*, destacándose sus características morfológicas, cromosómicas, ecológicas y biogeográficas. Finalmente, sobre la base de los datos disponibles, se presenta una nueva división infragenérica de *Vella*, con cinco secciones, y se aporta una clave para la identificación de los táxones.

Abstract

Vella L. (Brassicaceae, Brassicaceae) is endemic to south-western Mediterranean Region, with a distribution extending to the eastern half of Spain, northern Morocco and northwestern Algeria. It belongs to subtribe Vellinae, together with other taxa with a similar or wider distribution range, such as *Euzomodendron*, *Boleum*, *Carrichtera* and *Succowia*. Several molecular and morphological studies have evidenced close relationships among *Vella*, *Boleum* and *Euzomodendron*, three shrubby taxa with connate inner stamen and basic chromosome number $x = 17$ that conform core Vellinae. On the basis of those morphological affinities, some authors merged *Boleum* in *Vella*, and even reduced all core Vellinae to a single genus. In the present contribution, circumscription of the subtribe and internal relationships among taxa are discussed. In a broader definition, *Vella* (incl. *Boleum*) groups nine taxa, growing either on low-land steppe or high mountain habitats, usually on small and severely fragmented areas. Although *Vella* and *Euzomodendron* share a long evolutionary history, morphologic and phylogenetic evidence is presented to treat them as separate genera. All accepted taxa are briefly described, emphasizing on their morphological, chromosomal, ecological and biogeographic characteristics. Finally, based on the available data, a new infrageneric classification is proposed for *Vella*, in which five sections are recognised, and identification keys are presented.

Introducción

El género *Vella* L. (Brassicaceae) incluye plantas leñosas, erguidas o almohadilladas, con ramas a veces espinosas, hojas enteras a lobadas, provistas de diminutas expansiones basales –estípulas vestigiales (*sensu* Gómez-Campo, 1981)–, y con frutos heteroartrocárpicos, latiseptos, con el segmento apical aspermo y aplanado –cocleariforme o lingüiforme–, y el basal seminífero, bilocular, con 0-1 semillas subcilíndricas por lóculo, casi siempre dehiscente mediante dos valvas naviculares, convexas y endurecidas, a menudo con 3 nervios longitudinales muy marcados (cf. Gómez-Campo, 1993; Crespo *et al.*, 2005). Es endémico de las áreas sudoccidentales de la región Mediterránea, concretamente del este, centro y sudeste de la península Ibérica, norte de Marruecos y noroeste de Argelia (Greuter *et al.*, 1986; Appel y Al-Shehbaz, 2003).

Desde un punto de vista sistemático, la presencia de cotiledones con duplicados y un fruto típicamente heteroartrocárpico, sitúan a *Vella* en la tribu Brassiceae (Al-Shehbaz, 1985; Gómez-Campo y Aedo, 1993; Al-Shehbaz *et al.*, 2006). Esta tribu constituye un grupo natural de plantas, que incluye unos 51 géneros y 217 especies (Warwick y Black, 1994; Warwick y Sauder, 2005; Bailey *et al.*, 2006), cuyo máximo grado de diversificación se encuentra en el sureste de la península Ibérica y noroeste de África (Lysak *et al.*, 2007). Tradicionalmente se han agrupado en seis (Gómez-Campo, 1980a) o siete (Schulz, 1936) subtribus, siendo *Vella* el género típico de la

subtribu Vellinae (DC.) Hayek. Las filogenias moleculares más recientes apoyan la monofilia de las Brassiceae y particularmente de las Vellinae (Crespo *et al.*, 2000, 2005; Warwick y Sauder, 2005; Al-Shehbaz *et al.*, 2006; Bailey *et al.*, 2006), aunque la circunscripción de los géneros y las relaciones filogenéticas internas de la tribu y de ésta respecto a otras tribus de la familia, no se encuentran completamente resueltas y están siendo objeto de estudios exhaustivos en los últimos años.

Vella resulta muy afín a otros dos géneros monotípicos ibéricos de la subtribu: *Boleum* Desv., endémico de la Depresión del Ebro, y *Euzomodendron* Coss., exclusivo del litoral de Almería (Gómez-Campo, 1980b). Todos ellos constituyen el núcleo central de las Vellinae (*sensu* Crespo *et al.*, 2000) y comparten el hábito leñoso y la soldadura de los estambres internos por pares. Por esta razón, algunos autores (Warwick y Al-Shehbaz, 1998; Al-Shehbaz *et al.*, 2006) proponen reunir los tres géneros en *Vella*, ampliando así considerablemente el concepto tradicional del género. Sin embargo, esta opción ha sido rechazada en parte por Crespo *et al.* (2000, 2005), quienes, sobre la base de estudios moleculares y morfológicos combinados, incluyen *Boleum* en *Vella*, pero mantienen la independencia taxonómica del género *Euzomodendron*.

La mayor parte de las revisiones taxonómicas disponibles sobre *Vella* (Gómez-Campo, 1981; Crespo, 1992; Crespo *et al.*, 2000, 2005) reconocen hasta nueve táxones, seis de los cuales –*V. aspera* Pers. [*Boleum asperum* (Pers.) Desv.], *V. castrilensis* Vivero *et al.*, *V. luentina* M.B. Crespo, *V. pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus*, *V. p.* subsp. *pau* Gómez-Campo y *V. spinosa* Boiss.– son endemismos ibéricos, y los tres restantes –*V. anremerica* (Litard. & Maire) Gómez-Campo [incl. *V. charpinii* Fern. Casas], *V. mairei* Humbert ex Maire y *V. pseudocytisus* subsp. *glabrata* Greuter– se distribuyen por el noroeste de África (Marruecos y Argelia). Sin embargo, si se aceptase íntegramente la propuesta de Warwick y Al-Shehbaz (1998), *Vella* podría agrupar hasta 10 táxones.

La mayor parte de los táxones de *Vella* (incl. *Boleum*) son endemismos de área de distribución muy restringida, que crecen en hábitats de alta montaña mediterránea o en llanuras esteparias. Habitualmente, los orófitos son almohadillados, a veces espinosos, y producen cortos racimos paucifloros, mientras que las plantas esteparias son erguidas e inermes y producen largas inflorescencias multifloras (cf. Gómez-Campo, 1981).

Los estudios realizados en los últimos 15 años han evidenciado situaciones de seria amenaza para algunos táxones, como *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* (Galicía *et al.*, 2003), *V. pseudocytisus* subsp. *pau* (Domínguez *et al.*, 2003, 2005), *V. luentina* (Gras *et al.*, 2002; Crespo *et al.*, 2007; Bonet *et al.*, 2009) o *V. castrilensis* (Crespo *et al.*, 2005; Hernández Bermejo *et al.*, 2007); lo que ha llevado a catalogar a los tres primeros

como EN y al cuarto como CR (según categorías UICN, 2001). Afortunadamente, en los últimos años se está realizando una intensa y eficiente labor, que debe contribuir a la conservación de esta valiosa e irrepetible biodiversidad vegetal.

La subtribu Vellinae: posición filogenética y relaciones con otras Brassiceae

Las reconstrucciones filogenéticas realizadas en los últimos años para esclarecer las relaciones sistemáticas en las Brassicaceae (cf. Koch *et al.*, 2003; Bailey *et al.*, 2006), coinciden en señalar que la mayoría de las tribus y subtribus habitualmente aceptadas son polifiléticas, lo que ha llevado a redefinir y dar una nueva circunscripción a muchas de ellas (Al-Shehbaz *et al.*, 2006). Sin embargo, se mantienen casi sin cambios unos cuantos grupos monofiléticos, entre los que se encuentran la subtribu Vellinae y otras afines, como Zillinae y Savignyinae (Crespo *et al.*, 2000, 2005; Warwick y Sauder, 2005).

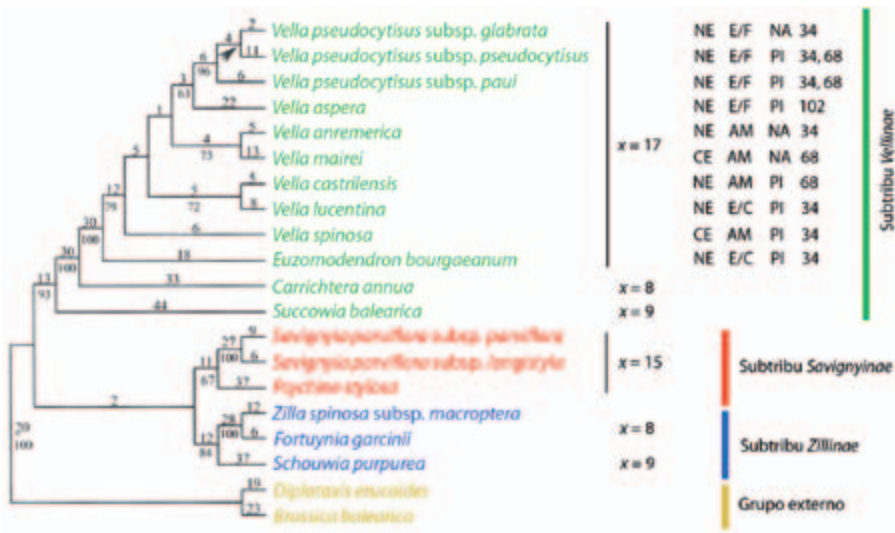


Figura 3.1. Uno de los dos árboles de máxima parsimonia obtenidos con el análisis *branch and bound* (longitud = 531 pasos; índice de consistencia CI = 0,68; índice de retención RI = 0,77). La matriz de ITS alineada constaba de 694 caracteres, a los que se unieron 31 morfológicos; de ellos, 269 (37,1%) fueron variables y 174 (24%) filogenéticamente informativos. Los valores Fitch (con optimización DELTRAN) se muestran sobre las ramas; los porcentajes de *bootstrap* debajo. La flecha marca el clado no presente en el árbol de consenso estricto. Clave: NE, plantas inermes; CE, plantas espinosas; E/C, plantas de estepas calidas; E/F, plantas de estepas frías; AM, plantas de alta montaña; NA, norte de África; PI, península Ibérica; número cromosómico ($2n$). Adaptado de Crespo *et al.* (2005).

Las Vellinae resultan muy próximas a las Savignyinae y Zillinae, habiéndose desatado una notable controversia en las últimas décadas sobre la circunscripción de todas ellas. Las tres subtribus forman linajes emparentados, bien definidos morfológica y citológicamente. Además, parecen compartir una historia evolutiva común, que incluso se refleja en la presencia de caracteres que parecen haber evolucionado independientemente en varias ocasiones. Los trabajos de Crespo *et al.* (2000, 2005) y Warwick y Saunder (2005), han confirmado la monofilia de las tres subtribus (Figura 3.1). Las Zillinae –con *Foleyola* Maire, *Fortuynia* Shuttl. ex Boiss., *Physorhynchus* Hook. y *Zilla* Forssk.– tienen los estigmas bilobados, con dos lóbulos largamente decurrentes (Schulz, 1923), flores liláceas y cotiledones con una leve escotadura obtusa (Gómez-Campo y Tortosa, 1974); se incluyen en ella hierbas o arbustos, a veces espinosos, con números básicos $x = 8, 9$, que presentan frutos especializados, a veces con el segmento superior fértil e indehisciente y el inferior estéril. Las Savignyinae –con *Psychine* Desf., *Savignya* DC. y *Schouwia* DC.– presentan los estigmas capitados, flores rosadas o blanquecinas, frutos polispermos y semillas anchamente aladas; incluyen asimismo hierbas o arbustos de número básico $x = 15$.

Las Vellinae son plantas de flores amarillentas, con el segmento estilar siempre estéril (Schulz, 1923), usualmente aplanado o cónico; las valvas del segmento seminífero son naviculares y a menudo presentan indumento (setas, pelos largos o espinas); y las semillas pueden ser aladas, aunque a veces el ala es rudimentaria, vestigial. Aunque se han realizado distintas circunscripciones de la subtribu, que incluyen seis (Warwick y Black, 1994), siete (Schulz, 1936) o nueve (Gómez-Campo, 1980a) géneros, algunos estudios morfológico-moleculares sólo aceptan cuatro: *Vella* (incl. *Boleum*), *Euzomodendron*, *Carrichtera* DC. y *Succowia* Medik. (Crespo *et al.*, 2000). Otros géneros como *Henophyton* Coss. & Durieu (= *Oudneya* R. Br.), *Psychine* Desf., *Schouwia* Sweet o *Savignya* DC., a veces relacionados con esta subtribu (Schulz, 1936; Gómez-Campo, 1980a), han quedado finalmente descartados y, en su mayoría, han sido referidos a las subtribus mencionadas anteriormente (Warwick y Black, 1994; Crespo *et al.*, 2000, 2005; Warwick y Saunder, 2005). Más recientemente, se ha sugerido asimismo que el género *Orychophragmus* Bunge –endémico de China y Corea (Al-Shehbaz y Yang, 2000)– podría estar relacionado con las Vellinae (Warwick y Saunder, 2005) e incluso que formaría parte de esta subtribu (Bailey *et al.*, 2006). Sin embargo, los estudios citológicos de Lysak *et al.* (2007) claramente sitúan a este género oriental fuera de las Brassiceae, lo que resulta más congruente con su morfología, números cromosómicos y biogeografía.

En su configuración más restrictiva, los cuatro géneros que integran las Vellinae –tres de los cuales son monotípicos– pueden separarse en dos grupos morfológica y citológicamente diferenciables (Tabla 3.1; Figura 3.2): a) hierbas anuales con números básicos $x = 8$ (*Carrichtera*) y $x = 9$

(*Succowia*), y b) arbustos leñosos con número básico $x = 17$ (*Euzomodendron* y *Vella*).

	<i>Succowia</i>	<i>Carrichtera</i>	<i>Euzomodendron</i>	<i>Boleum</i>	<i>Vella</i>
Hábito	Anual	Anual	Leñoso	Leñoso	Leñoso
Margen foliar	1-2-pinnadas	2-3-pinnadas	Pinnadas	Enteras o lobadas	Enteras o lobadas
Hojas	Pecioladas	Pecioladas	Pecioladas	Sentadas	Sentadas
Estípulas vestigiales	Ausentes	Ausentes	Ausentes	Presentes	Presentes
Estambres internos	Libres	Libres	Soldados	Soldados	Soldados
Tipo de fruto	Silícula	Silícula	Silicua	Silícula	Silícula
Dehiscencia	Dehiscente	Dehiscente	Dehiscente	Indehiscente	Dehiscente
Segmento estilar	Cilíndrico	Aplanado	Aplanado	Aplanado	Aplanado
Semillas por fruto	1-2	6	12-16	1-2	1-2
Forma de las semillas	Esferooidal	Esferooidal	Lenticular	Cilíndrica	Cilíndrica
Ala seminal	Ausente	Ausente	Presente (ancha)	Vestigial	Vestigial
Nº básico ($x =$)	9	8	17	17	17

Tabla 3.1. Principales caracteres de los géneros tradicionalmente aceptados en la subtribu Vellinae.

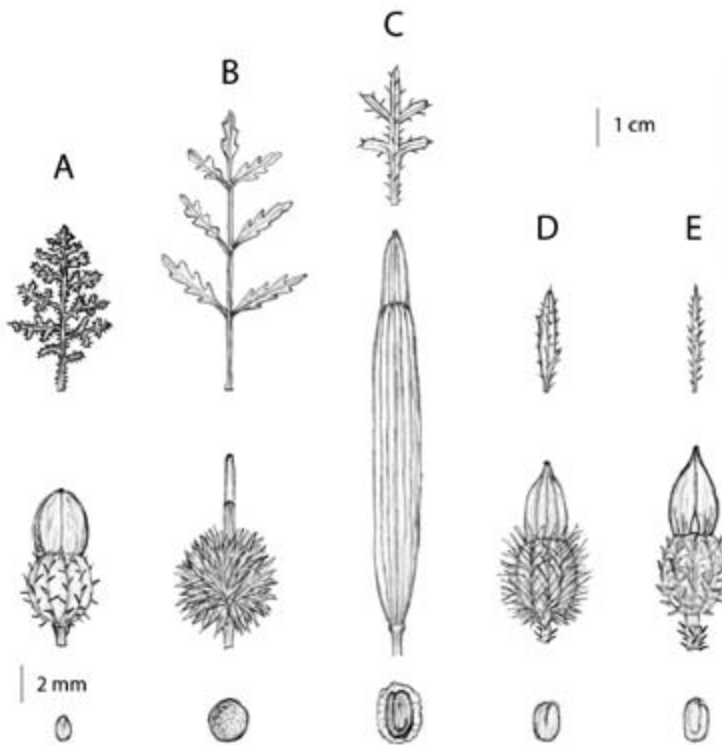


Figura 3.2. Hojas, frutos y semillas de los géneros de Vellinae. A: *Carrichtera annua*. B: *Succowia balearica*. C: *Euzomodendron bourgaeenum*. D: *Boleum asperum* (*Vella aspera*). E: *Vella lucentina*.

Los géneros del primer grupo conforman dos linajes divergentes, que conservan plesiomorfías como los frutos con varias semillas o los filamentos estaminales libres (cf. Crespo *et al.*, 2000). *Succowia balearica* (L.) Medik. es una hierba anual tetraploide ($2n = 36$), de hojas pinnatipartidas a pinnatisectas, con silículas erguidas, de segmento estilar cónico-subulado y segmento seminífero subdídimo, completamente cubierto de espinas cónicas, y con una semilla esferoidal áptera en cada lóculo; se distribuye principalmente por el litoral del suroeste de Europa y noroeste de África (Tabla 3.2). Seguramente es el género que ha alcanzado un mayor número de autoapomorfías independientemente, como su testa seminal rugosa, única en la subtribu (Marcos-Samaniego, 1993), su peculiar anatomía seminal (Bengoechea y Gómez-Campo, 1975) y los pétalos con uña muy corta. *Carrichtera annua* (L.) DC. es también anual, pero diploide ($2n = 16$), de hojas 1-2 pinnatisectas, con estambres todos libres, silículas péndulas, de segmento estilar cocleariforme –similar al del grupo de táxones de *Vella pseudocytisus*–, y segmento seminífero globoso, setoso, casi siempre con tres semillas globosas y ápteras por lóculo; se distribuye ampliamente por las áreas cálidas del sur de la Región Mediterránea y de la Irano-Turania. Aunque sus silículas son muy similares a las de *Vella*, pueden considerarse más primitivas y tal vez sus precursoras directas. Este hecho viene apoyado por la posición de este género como grupo hermano del núcleo de la subtribu (Warwick y Black, 1994; Crespo *et al.*, 2000, 2005; Warwick y Sauder, 2005); sin embargo, el resto de caracteres vegetativos (sobre todo los pétalos pequeños y las hojas 2-3 pinnadas) indican que la divergencia entre ambos linajes es antigua. En conjunto, las peculiaridades morfológicas, ecológicas y biogeográficas de los linajes que integran este primer grupo lo alejan del resto de representantes de la subtribu, pudiendo interpretarse sus semejanzas probablemente como resultado de la convergencia evolutiva.

El segundo grupo, integrado por arbustos leñosos de filamentos internos soldados y con número básico $x = 17$, constituye el núcleo central de la subtribu y se ha considerado que reúne a los representantes más antiguos y primitivos de las Vellinae (Gómez-Campo, 1981). *Euzomodendron bourgaeum* Coss. es diploide ($2n = 34$), de hojas irregularmente pinnadas, con 1-3 pares de segmentos lineares, silicua con segmento estilar comprimido y el seminífero linear, glabro, unas 5-8 veces mayor que el estilar, con 3-5 nervios prominentes, y con 6-8 semillas uniseriadas por lóculo, aplanadas y completamente rodeadas por un ala ancha; es endémico de los territorios semiáridos del área del Desierto de Tabernas, en el sudeste de la provincia de Almería. Finalmente, *Vella* (incl. *Boleum*) es el género más diversificado, que incluye nueve táxones, tanto diploides ($2n = 34$) como tetraploides ($2n = 68$) e incluso con el nivel hexaploide ($2n = 102$) en *Vella aspera* (= *Boleum asperum*), quizás el representante más avanzado de la tribu. Todos ellos presentan hojas enteras a lobadas, silículas erguidas, a menudo con carpóforo visible, de segmento estilar lingüiforme.

	Distribución	Hábitat
<i>Boleum asperum</i>	Huesca, Lérida, Teruel y Zaragoza (NE de España)	Matorrales seriales de estepas continentales frías
<i>Euzomodendron bourgaeum</i>	Almería (SE de España)	Matorrales seriales de estepas litorales cálidas
<i>Carrichtera annua</i>	Mediterráneo meridional e Irano-Turania	Herbazales nitrófilos de áreas litorales cálidas
<i>Succowia balearica</i>	Mediterráneo occidental	Herbazales escio-nitrófilos de áreas litorales cálidas
<i>Vella anremerica</i>	Gran Atlas (Marruecos)	Matorrales almohadillados orófilos
<i>Vella castrilensis</i>	Jaén y Granada (SE de España)	Matorrales almohadillados orófilos
<i>Vella lucentina</i>	Alicante (SE de España)	Matorrales seriales de estepas litorales cálidas
<i>Vella mairei</i>	Atlas Medio y Gran Atlas (Marruecos y Argelia)	Matorrales almohadillados orófilos
<i>Vella spinosa</i>	Cádiz hasta Alicante (S de España)	Matorrales almohadillados orófilos
<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>pseudocytisus</i>	Madrid, Toledo y Granada (C-S de España)	Matorrales seriales de estepas continentales frías
<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>glabrata</i>	Valle del Moulouya (NW de Marruecos) hasta El Aricha (NE de Argelia)	Matorrales seriales de estepas continentales frías
<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>pau</i>	Teruel (CE de España)	Matorrales seriales de estepas continentales frías

Tabla 3.2. Distribución conocida y hábitat de los táxones de la subtribu Vellinae.

me o cocleariforme y el seminífero con 0-1 semillas cilíndricas, a veces con ala vestigial; su distribución abarca gran parte de la mitad oriental de la península Ibérica, el norte de Marruecos y el noroeste de Argelia (cf. Gómez-Campo, 1980b, 1981, 1993). Pese a que tanto el hábito leñoso como la soldadura estaminal han aparecido múltiples veces durante el proceso de diversificación de numerosos linajes de Crucíferas, e incluso en un mismo género (cf. Crespo *et al.*, 2000), en esta subtribu surgieron una sola vez y pueden interpretarse como sinapomorfías. De igual modo, los caracteres de los frutos de *Euzomodendron* y *Vella* han de considerarse evolucionados en el contexto de la subtribu. El número básico de estos dos géneros es único en la tribu Brassiceae y se ha interpretado como anfidiplóide (Manton, 1932), resultado de la hibridación de plantas con número básico $x = 8$ y $x = 9$, ambos presentes en linajes actuales de la subtribu, como ya se ha dicho. Efectivamente, los procesos de alopoliploidía se han mostrado como uno de los mecanismos de especiación y evolución rápida más exitosos en las Crucíferas (Koch *et al.*, 2003). A ello habría que añadir que la diversificación cromosómica de las Brassiceae ha supuesto distintos procesos de reducción cromosómica a partir de un ancestro paleopoliploide, de nivel hexaploide (Lysak *et al.*, 2005), que triplicó el genoma básico ancestral en algún momento de la evolución. La existencia de regiones cromosómicas con seis réplicas se ha podido comprobar en

individuos tetraploides de *Vella pseudocytisus* (Lysak *et al.*, 2007), lo que unido al hecho de que *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* (Pérez-Collazos y Catalán, 2006) y *V. aspera* (Pérez-Collazos *et al.*, 2008) tienen un origen aloploiploide, vendrían a apoyar un origen hibridógeno antiguo –anfidiplóide o alotetraploide– del núcleo de la subtribu. Falta, no obstante, comprobar si en las especies diploides de *Vella* o en *Euzomodendron* se produce el mismo fenómeno.

Con todo, la combinación de distintos niveles de ploidía con apomorfías en la mayor parte de los táxones modernos de las Vellinae apunta hacia un proceso activo de selección, a partir de tipos ancestrales actualmente desconocidos.

***Vella*, *Boleum* y *Euzomodendron*: ¿uno o más géneros?**

Los estudios moleculares que se han realizado sobre este grupo (Warwick y Black, 1994; Crespo *et al.*, 2000, 2005; Warwick y Sauder, 2005) han evidenciado que los táxones leñosos de la subtribu Vellinae, habitualmente tratados como géneros independientes –*Vella* L., *Boleum* Desv. y *Euzomodendron* Coss. (Tablas 3.1 y 3.2)– están muy estrechamente relacionados y forman un grupo monofilético. Sobre la base de los datos moleculares, junto con la presencia de algunos caracteres morfológicos exclusivos (e.g. la soldadura de los estambres internos, las valvas del fruto naviculares, y el mismo número cromosómico básico $x = 17$), Warwick y Al-Shehbaz (1998) reunieron estos tres géneros en *Vella*. Sin embargo, los estudios morfológico-moleculares de Crespo *et al.* (2000, 2005), basados principalmente en análisis parsimónicos de secuencias de espaciadores ribosómicos (región ITS), combinadas con 31 caracteres morfológicos (vegetativos, florales, carpológicos y seminales), permiten adoptar una solución algo diferente (Figura 3.1). La posición de *Boleum asperum* (Pers.) Desv. [*V. aspera* Pers.], entremezclado con las especies de *Vella*, como grupo hermano del clado formado por las tres subespecies de *V. pseudocytisus*, aconseja retomar el tratamiento original de Persoon (1806) para que *Vella* permanezca como grupo monofilético; ello no plantea grandes problemas en lo morfológico, cromosómico e incluso biogeográfico, por lo que parece la solución más acertada.

Por el contrario, y pese a que *Euzomodendron* constituye el clado basal de *Vella*, con el que debe compartir una larga historia evolutiva, estos últimos autores lo mantienen como género independiente. En los últimos estudios, que incluyen todos los táxones conocidos de *Vella* (Crespo *et al.*, 2005), *Euzomodendron* forma siempre un clado independiente de este último, tanto en los árboles moleculares como en los combinados. *Euzomodendron* presenta algunos caracteres autoapomórficos en la subtribu (Tabla 3.1), como sus hojas pinnadas con largos segmentos lineares, largamente pecioladas, y sus

silicuas asimismo largas, linear-lanceoladas y aplanadas (Figura 3.2), careciendo también de las apomorfías que definen a *Vella*. Además, otros caracteres como la ausencia de estípulas foliares y la existencia de numerosas semillas en cada lóculo, muy grandes, lenticulares y rodeadas por una ancha ala membranosa, pueden interpretarse como plesiomorfías compartidas con otros géneros de Vellinae (e.g., parcialmente en *Carrichtera* y *Succowia*), Savignyinae (e.g. *Savignya* o *Psychine*) e incluso Zillinae (e.g. *Zilla*), pero ausentes en *Vella*, lo que apoya ampliamente la segregación de *Euzomodendron*, aun teniendo en cuenta los reparos expuestos por Al-Shehbaz *et al.* (2006) al respecto de mantener géneros monotípicos.

Resulta evidente que no es ni práctica ni deseable la proliferación de múltiples entidades taxonómicas cuyas diferencias se basen en pequeñas divergencias morfológicas –a veces muy llamativas, cuando afectan a la estructura del fruto–, pero que no se sostienen desde una óptica cladística. En tales circunstancias puede ser ventajoso reagruparlas en géneros de mayor amplitud, pero ello no parece adecuado cuando el reagrupamiento genere grupos heterogéneos más difícilmente definibles. El núcleo de las Vellinae, tal y como se ha expuesto anteriormente, ofrece un ejemplo claro en ambos sentidos: separar *Boleum* supondría sobrevalorar algunos caracteres, del mismo modo que incluir *Euzomodendron* en *Vella* supondría infravalorar otros muchos.

No obstante, desde un punto de vista teórico, la propuesta sintética de Warwick y Al-Shehbaz (1998) podría mantenerse, pero haría de *Vella* un agregado demasiado heterogéneo, que perdería su sentido práctico y natural. Con esa nueva circunscripción, sólo el hábito leñoso y la existencia de soldadura en los estambres internos permitirían relacionar morfológicamente a los tres géneros del núcleo de las Vellinae, lo que dificultaría en parte una separación clara de *Carrichtera* y *Succowia*. Incluso, un afán sintetizador podría llevar a unir todos los géneros de las Vellinae en uno sólo, ya que tanto el hábito leñoso como la soldadura estaminal se dan conjuntamente en otros géneros: *Farsetia* Turra y *Brassica* L. incluyen plantas anuales y leñosas, mientras que *Dontostemon* Andr. ex C.A. Mey. y *Streptanthus* Nutt. agrupan especies con filamentos libres o soldados por pares. Y esto lo único que generaría es más confusión.

Relaciones filogenéticas y evolución en *Vella*

Los primeros estudios completos sobre las relaciones fenéticas del complejo taxonómico *Vella-Boleum* fueron realizados por Gómez-Campo (1981), quien en un análisis numérico basado en 32 caracteres morfológicos, ecológicos y biogeográficos, demostró que *Boleum* formaba un grupo compacto con las especies africanas *V. anremerica* y *V. mairei*, el cual a su vez se relacionaba estrechamente con *V. spinosa* y las tres subespecies de *V. pseudocytisus*.

Sin embargo, se siguió aceptando la segregación de ambos géneros sobre la base de las características del fruto y diferente nivel de ploidía.

Las clasificaciones basadas en unos pocos caracteres, a los que se da valor diagnóstico frente a muchos otros compartidos, a menudo entran en conflicto con las ordenaciones obtenidas a partir de análisis filogenéticos de datos moleculares y morfológicos (cf. Takahata y Hinata, 1992; Draper *et al.*, 2007), ofreciendo los análisis combinados unos resultados más consistentes y mejor apoyados (e.g. Lledó *et al.*, 2004; Bremer, 2005; entre otros). En este sentido, los estudios más recientes ya referidos (Crespo *et al.*, 2000, 2005), que incluyen todos los táxones conocidos de *Vella*, han clarificado notablemente las relaciones evolutivas existentes entre ellos (Figura 3.1). Los clados obtenidos reflejan muy consistentemente las relaciones morfológicas y biogeográficas de los distintos linajes, permitiendo realizar una nueva aproximación a la sistemática del género, en el que pueden delimitarse varios grupos monofiléticos –bien apoyados estadísticamente– en función de sus características vegetativas y carpológicas (Figura 3.3), a los que aquí se otorga el rango de sección.

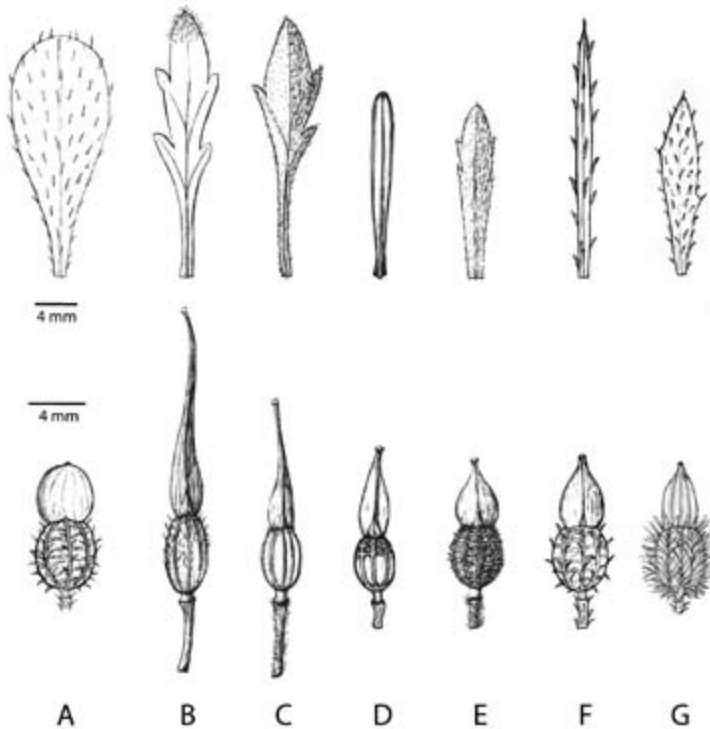


Figura 3.3. Hojas y frutos de las especies del género *Vella*. A: *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus*. B: *V. mairei*. C: *V. anremerica*. D: *Vella spinosa*. E: *V. castriensis*. F: *Vella lucentina*. G: *Vella aspera* (*Boleum asperum*). Modificado de Crespo *et al.* (2005).

El grupo central del género (sect. *Vella*) está constituido por un clado que reúne el agregado de *Vella pseudocytisus*, el tipo del género. Aunque las relaciones internas entre sus tres subespecies no se encuentran totalmente resueltas, se trata de un grupo morfológicamente muy bien delimitado y bien apoyado. Las hojas son anchamente obovadas a obovado-espatuladas, obtusas; el fruto es dehiscente, con segmento estilar cocleariforme, de ápice redondeado, y segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con nervadura reticulada en toda su superficie, que enmascara los nervios longitudinales, y encierra semillas grandes, que superan los 2 mm (cf. Bengoechea y Gómez-Campo, 1975). Las diferencias entre las tres subespecies se han establecido atendiendo a la densidad y distribución del indumento de las hojas, eje de la inflorescencia y valvas del fruto (Gómez-Campo, 1981) y la escasa divergencia encontrada puede justificar su tratamiento subespecífico. Su distribución geográfica (Tabla 3.2; Figura 3.4) se limita a las áreas esteparias interiores –muy secas y poco elevadas– del centro, sur (V. p. subsp. *pseudocytisus*, $2n = 68$) y centroeste (V. p. subsp. *pau*, $2n = 34$) de la península Ibérica (Gómez-Campo, 1993), y a las altas llanuras continentales de los territorios limítrofes entre Marruecos y Argelia (Maire, 1967).



Figura 3.4. Distribución de las secciones *Vella* (*V. pseudocytisus* s.l.) y *Spinosae* (*V. spinosa*).

Este grupo está estrechamente relacionado con el clado formado por *V. aspera* (sect. *Boleum*), con un moderado apoyo. Los caracteres que definen a este linaje hexaploide ($2n = 102$) han sido discutidos anteriormente, pero pueden sintetizarse en la presencia de hojas agudas a subagudas, fruto indehisciente, densamente peloso, con segmento estilar lingüiforme, agudo, y sin carpóforo o con éste inconspicuo. Crece exclusivamente en las áreas esteparias, muy continentales y frías, del este de la Depresión del Ebro (cf. Sainz-Ollero *et al.*, 1996; Tabla 3.2, Figura 3.5). Los caracteres del fruto resultan únicos y evolucionados en la subtribu, ya que suponen un avance hacia la dispersión epizoócara, y consecuentemente han sido la base que ha sustentado su tradicional segregación como género independiente (Gómez-Campo, 1980b, 1993).

Las especies norteafricanas que habitan las cumbres más elevadas del Atlas Medio y Gran Atlas –*V. anremerica* ($2n = 34$) y *V. mairei* ($2n = 68$); Tabla 3.2, Figura 3.5– forman un clado muy bien apoyado (sect. *Macroglossae*), que muestra relaciones con las especies de los grupos anteriores, pero que denota una historia evolutiva diferenciada (Gómez-Campo, 1981). De hecho, *V. anremerica* fue descrita inicialmente como subespecie de *V. pseudocytisus* (Litardière y Maire, 1931). Este grupo se caracteriza por sus hojas oblanceoladas a oblongo-lanceoladas, agudas o subagudas, con varios pares de lóbulos profundos en los márgenes; el fruto es muy característico: dehisciente, con segmento estilar lingüiforme, 3-4 veces más largo que el seminífero, el cual presenta sólo tres nervios longitudinales (sin nervadura reticulada), y encierra semillas pequeñas, hasta de 1,5 mm (cf. Bengoechea y Gómez-Campo, 1975). *V. anremerica* es un arbusto almohadillado inerme, mientras que *V. mairei* presenta las ramas transformadas en espinas.

Relacionado con el anterior se presenta un cuarto grupo (sect. *Reticulatae*), que cuenta con un notable apoyo interno, conformado por dos táxones del sudeste ibérico: *V. luentina* ($2n = 34$) y *V. castrilensis* ($2n = 68$). Ambas especies son arbustos inermes, de hojas lineares a oblongo-lanceoladas, agudas o subagudas, enteras o muy levemente dentadas; frutos dehiscentes, con segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo, y segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con nervadura reticulada muy marcada en toda su superficie, enmascarando los nervios longitudinales, y que producen semillas grandes (cf. Crespo *et al.*, 2005). Estos caracteres fructíferos no se dan conjuntamente en ninguno de los restantes grupos del género, por lo pueden considerarse una apomorfía de esta sección que justifica su posición, muy bien apoyada en el árbol filogenético. *V. castrilensis* es un pequeño arbusto pulvinulado, recientemente descubierto en una reducida zona próxima al pico Tornajuelo, entre las sierras de Castril y Cazorla; *V. luentina* tiene un hábito erguido y se desarrolla en una zona litoral, cálida y seca, próxima a Alicante (Tabla

3.2; Figura 3.5). La divergencia existente entre ambas indica una historia evolutiva largamente compartida. Además, los frutos de esta sección son notablemente diferentes respecto a las plantas norteafricanas de la sect. *Macroglossae*, lo que demuestra que cada grupo ha seguido diferentes tendencias evolutivas (cf. Crespo *et al.*, 2000).

Finalmente, *V. spinosa* ($2n = 34$) constituye un grupo particular (sect. *Spinosae*), caracterizado por sus hojas agudas o subagudas, enteras o muy raramente con 1-2 lóbulos muy poco profundos; fruto dehiscente, con segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo, y segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con valvas provistas de nervadura reticulada sólo en su mitad superior, el resto con los tres nervios longitudinales marcados, y que producen semillas grandes, de más de 2 mm (cf. Crespo *et al.*, 2005). Se distribuye ampliamente por las altas montañas béticas y subbéticas del sur y sudeste ibérico (Tabla 3.2, Figura 3.4). Por su posición basal en el clado de *Vella* y los peculiares caracteres de la silícula –en parte, intermedia respecto las sect. *Macroglossae* y *Reticulatae*–, podría afirmarse que este tipo de fruto es plesiomórfico en el conjunto del género.



Figura 3.5. Distribución de las secciones *Boleum* (*Vella aspera*), *Reticulatae* (*V. castrilensis* y *V. lucentina*) y *Macroglossae* (*V. anremerica* y *V. mairei*).

Se ha sugerido que los distintos niveles de ploidía observados en *Vella* se relacionaban con el hábitat (alta montaña frente a llanuras esteparias) y el hábito (arbustos espinosos frente a inermes). Gómez-Campo (1981) planteó como hipótesis que los táxones orófilos, con altos niveles de ploidía y caracteres derivados (e.g. espinescencia y porte almohadillado), habrían evolucionado a partir de ancestros diploides esteparios, inermes y de porte erguido. Los datos existentes no apoyan totalmente este razonamiento. Los diploides crecen tanto en áreas esteparias (*V. pseudocytisus* subsp. *glabrata* y *V. lucentina*) como en montañas elevadas (*V. anremerica* y *V. spinosa*), de igual manera que los tetraploides y hexaploides se distribuyen en áreas elevadas (*V. mairei* y *V. castrilensis*) y en zonas bajas (*V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus*, *V. p.* subsp. *pau* y *V. aspera*). Los dos táxones de la sect. *Macroglossae* se ajustan bien al patrón morfológico-citológico propuesto por Gómez Campo, pero ambos crecen en hábitats de alta montaña; de modo similar, los de la sect. *Reticulatae* sólo cumplen la relación de niveles de ploidía y hábitat, pero no la de los caracteres morfológicos.

Sin embargo, las zonas esteparias han sido el escenario más propicio para el aumento en los niveles de ploidía. *Vella aspera* es el único representante actual de la línea hexaploide del género. Su hábitat se restringe a unas pocas localidades en las áreas orientales de la Depresión de Ebro, donde abundan los sustratos yesíferos miocénicos. Este territorio se caracteriza por su clima muy continental, frío (temperatura media anual 14-15 °C) y semiárido (precipitación anual 300-350 mm). Tal vez las condiciones estresantes de este territorio favorecieron la diferenciación de tipos hexaploides, de los que *V. aspera* es el representante actual, a partir de un ancestro común con el agregado de *V. pseudocytisus*; no debe olvidarse que en áreas cercanas de la provincia de Teruel, bajo condiciones climáticas similares (aunque no tan frías y secas), se desarrolla *V. p.* subsp. *pau*. Cambios de ploidía similares, relacionados con la aridez climática, se presentan en otras crucíferas ibéricas endémicas. En el agregado de *Erucastrum virgatum* C. Presl (cf. Gómez-Campo, 1983), la subsp. *pseudosinapis* (Lange) Gómez-Campo (tetraploide, $2n = 28$) habita los territorios cálidos y semiáridos del sureste ibérico (Almería, Murcia y Granada), mientras que los táxones diploides, $2n = 14$ –subsp. *brachycarpum* (Rouy) Gómez-Campo y subsp. *baeticum* (Boiss.) Gómez-Campo–, crecen respectivamente en los territorios colindantes al norte y sur, con clima más suave.

La evolución de *Vella*, y tal vez de toda la subtribu, podría ajustarse al modelo Messiniense (Bocquet *et al.*, 1978), según el cual, el aumento de la aridez climática a finales del Mioceno redujo la extensión del mar Mediterráneo y propició la aparición de puentes transcontinentales (Capítulo 1). Debieron abrirse entonces nuevas rutas de migración que permitieron la colonización de los territorios esteparios y cadenas montañosas en formación, hasta entonces sumergidos. Particularmente, la distribución

actual de los representantes del agregado de *V. pseudocytisus* podría tener su origen en este modelo (Crespo *et al.*, 2000), de manera que procesos de poliploidización subsiguientes habrían permitido a los nuevos táxones poliploides (y alopoliploides) responder mejor a las estresantes condiciones climáticas del Mediterráneo occidental durante ese período (Pérez-Collazos y Catalán, 2006; Capítulo 7). Algunos ancestros del núcleo de las Vellinae habrían evolucionado en las áreas más bajas y cálidas (*Vella lucentina* e incluso *Euzomodendron bourgaeum*), mientras que otros se habrían visto forzados a colonizar las emergentes sierras Béticas y el Atlas, donde las duras condiciones de alta montaña habrían propiciado la diversificación de orófitos como *V. spinosa* y *V. castrilensis* en el sur de España, y *V. anremerica* y *V. mairei* en el norte de Marruecos.

Con todo ello, la actual diversidad morfológica, citológica y ecológica de *Vella* puede entenderse mejor aceptando la existencia de distintas líneas evolutivas en las que muchos caracteres han evolucionado independientemente y han de interpretarse como convergentes. Pueden encontrarse ejemplos claros en representantes de secciones distintas (e.g. indumento de tricomas aplicados en *V. castrilensis* y *V. anremerica*, único en el género y en la subtribu; espinescencia en *V. spinosa* y *V. mairei*), en cuyo seno se han seguido caminos evolutivos paralelos en diferentes territorios o bajo distintas condiciones ecológicas (Crespo *et al.*, 2000). Seguramente, la distribución actual de algunos de los táxones de *Vella* es el resultado de un proceso de reducción de áreas de distribución pretéritas más amplias (Crespo *et al.*, 2005), como ya ha sido demostrado en el caso de *Vella aspera* (Pérez-Collazos *et al.*, 2008) y *V. p.* subsp. *pau* (Pérez-Collazos y Catalán, 2006). Esa sea quizá la razón que explica que muchas de las especies de este género ocupen territorios exigüos, en los que se encuentran muy seriamente amenazadas, y que son remantes de un largo e intenso proceso de fragmentación de las áreas primigenias, principalmente por efecto antrópico.

Tratamiento taxonómico

Atendiendo a los datos presentados anteriormente, en *Vella* pueden reconocerse varios grupos monofiléticos, bien caracterizados morfológica y biogeográficamente, que se aceptan aquí como secciones independientes, según el siguiente esquema:

Vella L., Sp. Pl.: 641 (1753)

= *Pseudocytisus* Kuntze in Post & Kuntze, Lex. Gen. Phan.: 464 (1903) Lectótipo: *V. pseudocytisus* L. [cf. Gómez-Campo in Jarvis & al. (eds.), *Regnum Veg.* 127: 98 (1993)]

Caracteres diagnósticos: Arbustos fuertemente leñosos, inermes o espinosos. Hojas simples, enteras o más o menos profundamente dentadas o lobuladas, con dos pequeñas expansiones basales (estípulas vestigiales). Fruto en silícula, dehiscente o indehiscente; segmento estilar estéril, aplanado y agudo (lingüiforme) o cóncavo y más o menos redondeado en el ápice (cocleariforme); segmento seminal con 0-1 semillas por lóculo, endurecido, navicular, con 3-5 nervios longitudinales, a veces con nervadura reticulada anastomosada. Semillas cilíndricas, ápteras o con ala rudimentaria, apenas apreciable.

Distribución: Género endémico de las áreas sudoccidentales de la región Mediterránea (este, centro y sur de la península Ibérica y noroeste de África).

a. sect. *Vella*

Diagnosis: Fructus dehiscentis, segmento stylari cochleariformi seminiferum aequante vel paulo superante, et valvis fructiferis trinervis omnino reticulato-nervosis. Holotypus: *V. pseudocytisus* L.

Caracteres diagnósticos: Hojas obtusas. Fruto dehiscente; segmento estilar cocleariforme, de ápice redondeado; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con nervadura reticulada en toda su superficie, que enmascara los nervios longitudinales. Figura 3.3.

Distribución: Áreas esteparias, secas o semiáridas, de elevación media, del este, centro y sur de la península Ibérica (Teruel, Madrid y Granada), y noroeste de África (Argelia). Figura 3.4.

1. *Vella pseudocytisus* L., Sp. Pl.: 641 (1753) subsp. *pseudocytisus*

= *V. integrifolia* Salisb. in Prodr. Stirp. Chap. Allerton: 265 (1796) [nom. illeg.] = *Pseudocytisus integrifolius* (Salisb.) Rehder in J. Arnold Arbor. 8: 23 (1927) = *P. integrifolius* subsp. *ibericus* Maire, Fl. Afrique N. 13: 16 (1967) [nom. inval.] = *Vella pseudocytisus* subsp. *iberica* Litard. & Maire in Mém. Soc. Sci. Nat. Maroc 26: 6 (1931) [nom. inval.]

Caracteres diagnósticos: Arbustos erguidos, de hasta 15 dm, inermes, cubiertos de setas erectas o erecto-patentes, rectas. Hojas anchamente obovado-espatuladas, obtusas, densamente setoso-hispidas por ambas superficies. Inflorescencia multiflora; eje con setas erectas o erecto-patentes. Fruto dehiscente; segmento estilar cocleariforme, de ápice redondeado; segmento seminífero de tamaño similar o poco mayor que el estilar, de valvas laxamente setosas y con nervadura reticulada en toda su superficie que enmascara los tres nervios longitudinales; carpóforo 0,5-1 mm. Semillas 2-2,5 mm de longitud. $2n = 34$ (Granada), 68 (Toledo) (cf. Galicia *et al.*, 2003).

Hábitat y distribución: Matorrales xerofíticos, sobre sustratos margosos o calcáreos, más o menos yesíferos, en áreas esteparias de clima continental, secas o semiáridas y frías, entre 400-1.000 m de altitud; puede comportarse como pionera, colonizando cultivos abandonados y márgenes de pistas forestales. Centro y sur de la península Ibérica (Toledo y Granada); las citas antiguas del norte de Almería, cerca de la Sierra de María (Vélez-Blanco, Ródenas), no han sido confirmadas en tiempos recientes.

Observaciones: Las poblaciones andaluzas de este taxon (Orce, Granada) son diploides y presentan algunas peculiaridades morfológicas, respecto al resto de táxones del agregado. Actualmente se encuentran en estudio, a la espera de tomar una decisión sobre su situación taxonómica.

2. *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez-Campo in Bot. J. Linn. Soc. 82(2): 174 (1981)

= *V. pseudocytisus* var. *glabrescens* Willk., Suppl. Prodr. Fl. Hispan.: 306 (1893) [sin. sust.] = *Pseudocytisus integrifolius* subsp. *pau* (Gómez-Campo) Rivas Mart. in Itinera Geobot. 15(2): 706 (2002); = *V. badalii* Pau, Not. Bot. Fl. Españ. 6: 19 (1895), nom. nud.

Caracteres diagnósticos: Muy similar a la subespecie tipo, pero de hojas con setas dispuestas sólo sobre el margen foliar, raramente glabras; eje de la inflorescencia glabro; valvas del fruto glabras. $2n = 34$.

Hábitat y distribución: Matorrales xerofíticos, sobre margas yesíferas, en áreas esteparias de clima continental, secas o semiáridas y frías, entre 850 y 1.000 m de altitud; puede comportarse como pionera, colonizando cultivos abandonados y márgenes de pistas forestales. Centro de la provincia de Teruel, principalmente en el Valle del Alfambra (CE de la península Ibérica); las citas antiguas de Tramacastilla (Teruel) y de la Sierra de Vicort y Calatayud (Zaragoza) no han sido confirmadas en tiempos recientes (véase, no obstante, el Capítulo 11 sobre su reintroducción reciente en Calatayud).

Observaciones: Existe cierta controversia sobre el nivel de ploidía de este taxon. Aunque habitualmente ha sido referido como diploide, a partir de la revisión de Gómez-Campo (1981), recientemente Domínguez *et al.* (2003) le atribuyeron por error el nivel tetraploide, $2n = 68$. Sin embargo, sorprendentemente los resultados de Pérez-Collazos y Catalán (2006) apoyarían la naturaleza tetraploide del taxon. Por ello, resulta necesario realizar nuevos recuentos de todos los núcleos poblacionales para resolver definitivamente esta cuestión.

3. *Vella pseudocytisus* subsp. *glabrata* Greuter in Greuter, Burdet & Long, Med-checklist 3: 172 (1986)

= *V. glabrescens* Coss. in Cosson & Barratte, Illustr. Fl. Atlant. 1: 71, t. 48 (1884) [basión.] = *Pseudocytisus glabrescens* (Coss.) Rehder in J. Arnold Arbor. 8: 23 (1927) = *P.*

integrifolius subsp. *glabrescens* (Coss.) Emb. & Maire, Cat. Pl. Maroc: 1004 (1941) = *Vella pseudocyttis* subsp. *glabrescens* (Coss.) Litard. & Maire in Mém. Soc. Sci. Nat. Maroc 26: 6 (1931) [non *V. pseudocyttis* var. *glabrescens* Willk., Suppl. Prodr. Fl. Hispan.: 306 (1893)].

Caracteres diagnósticos: Muy similar a la subespecie *pau*, pero de hojas casi glabras, con algunas setas esparcidas por la superficie de ambas caras. $2n = 34$.

Hábitat y distribución: Matorrales xerofíticos, sobre sustratos margosos o arcillas descalcificadas, de clima continental, semiáridas y moderadamente frías, entre 1.400-1.800 m de altitud. Noroeste de África, entre el valle del Moulouya (noroeste de Marruecos) y la región de El-Aricha (noreste de Argelia).

b. sect. *Spinosa* M.B. Crespo, *sect. nov.*

Diagnosis: Fructus dehiscens, segmento stylari linguiformi seminiferum aequante vel paulo superante, et valvis fructiferis trinervis ad apicem tantum reticulato-nervosis. Holotypus: *V. spinosa* Boiss.

Caracteres diagnósticos: Hojas agudas o subagudas, enteras o raramente con 1-2 lóbulos poco profundos. Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con nervadura reticulada en su mitad superior. Figura 3.3.

Distribución: Altas sierras béticas y subbéticas del sur y sureste de la península Ibérica. Figura 3.4.

4. *Vella spinosa* Boiss., Notice Abies Pinsapo: 9 (1838)

= *Pseudocyttis spinosus* (Boiss.) Rehder in J. Arnold Arbor. 8: 23 (1927)

Caracteres diagnósticos: Arbustos almohadillados, hasta de 60 cm, espinosos, muy laxamente cubiertos de setas erectas o erecto-patentes, rectas, a veces glabrescentes o casi glabros. Hojas lineares a linear-lanceoladas, enteras o con 1-2 lóbulos muy poco profundos. Inflorescencia pauciflora; eje con setas erectas o erecto-patentes, a veces casi glabro. Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, de valvas glabras y con nervadura reticulada en su mitad superior solamente; carpóforo 0,5-1 mm. Semillas 2-2,5 mm de longitud. $2n = 34$.

Distribución y hábitat: Matorrales xeroacánticos almohadillados, sobre sustratos dolomíticos, en las áreas frías y lluviosas, entre 1.200 y 2.200 m de altitud. Cumbres de las altas sierras béticas y subbéticas, en el sur y sureste de la península Ibérica (desde la sierra de Grazalema, en Cádiz, hasta la Sierra de Aitana, en Alicante).

b. sect. *Reticulatae* M.B. Crespo, *sect. nov.*

Diagnosis: Fructus dehiscens, segmento stylari linguiformi seminiferum aequante vel paulo superante, et valvis fructiferis trinervis omnino reticulato-nervosis. Holotypus: *V. lucentina* M.B. Crespo

Caracteres diagnósticos: Hojas agudas a subagudas. Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con nervadura reticulada en toda su superficie, que enmascara a los nervios longitudinales. Figura 3.3.

Distribución: Cuadrante sudeste de la península Ibérica. Figura 3.5.

5. *Vella lucentina* M.B. Crespo in Bot. J. Linn. Soc. 109(3): 370 (1992)

Caracteres diagnósticos: Arbustos erguidos, hasta de 50 cm, inermes, cubiertos de setas erectas o erecto-patentes, rectas. Hojas estrechamente lineares, enteras, agudas. Inflorescencia multiflora; eje con setas cortas y largas entremezcladas, de hasta 0,8 mm, todas rectas. Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, de valvas laxamente setosas y con nervadura reticulada en toda su superficie, que enmascara los nervios longitudinales; carpóforo 0,5-1 mm. $2n = 34$.

Distribución y hábitat: Matorrales xerófilos, sobre sustratos margosos ricos en ocres (óxidos de hierro), en áreas litorales esteparias, cálidas y semiáridas, entre 200-600 m de altitud. Centro de la provincia de Alicante, entre los municipios de San Vicente del Raspeig, Jijona, Monforte del Cid, Muchamiel y la propia capital.

6. *Vella castrilensis* Vivero, Prados, Hern.-Berm., M.B. Crespo, S. Ríos & Lledó in Bot. J. Linn. Soc. 149(1): 122 (2005)

Caracteres diagnósticos: Arbustos postrados o ascendentes, almohadillados, hasta de 30 cm, cubiertos de setas aplicadas, curvadas en su base. Hojas oblongo-lanceoladas y cortamente cuneadas, enteras o con 2-4 dientes poco profundos, agudas a subagudas. Inflorescencia pauciflora; eje con setas aplicadas muy cortas, de hasta 0,4 mm. Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, de valvas laxamente setosas y con nervadura reticulada en toda su superficie, que enmascara los nervios longitudinales; carpóforo 0,5-1 mm. Semillas 2-2,5 mm de longitud. $2n = 68$.

Distribución y hábitat: Matorrales xeroacánticos almohadillados, sobre sustratos calcáreo-arcillosos, en áreas frías y lluviosas, entre 1.650 y 1.900 de altitud. Áreas culminales de un reducido territorio próximo al pico Tornajuelo, limítrofe con las sierras de Castril y Cazorla (límite provincial de Jaén y Granada).

c. sect. *Macroglossae* M.B. Crespo, *sect. nov.*

Diagnosis: Fructus dehiscens, segmento stylari linguiformi quam seminifero 3-4-plo longiore, et valvis fructiferis trinervis non reticulato-nervosis. Holotypus: *V. anremerica* (Litard. & Maire) Gómez-Campo.

Caracteres diagnósticos: Hojas obtusas a subagudas, rara vez las basales obtusas. Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero 3-4 veces más corto que el estilar, con sólo tres nervios longitudinales, sin nervadura reticulada. Figura 3.3.

Distribución: Montañas elevadas del Atlas Medio y Gran Atlas (Marruecos). Figura 3.5.

7. *Vella anremerica* (Litard. & Maire) Gómez-Campo in Bot. J. Linn. Soc. 82(2): 175 (1981)

= *V. pseudocytisus* subsp. *anremerica* Litard. & Maire in Mém. Soc. Sci. Nat. Maroc 26: 6 (1931) [basión.] = *P. integrifolius* subsp. *anremericus* (Litard. & Maire) Maire in Bull. Soc. Hist. Nat. Afrique N. 28 : 337 (1937); = *Vella charpinii* Fern. Casas in Fontqueria 1: 9 (1982)

Caracteres diagnósticos: Arbustos prostrados o ascendentes, almohadillados, hasta de 70 cm, cubiertos de setas aplicadas, curvadas en su base. Hojas oblanceoladas a oblongo-lanceoladas, con 2-4 lóbulos profundos o algunas enteras, agudas a subagudas. Inflorescencia pauciflora o multiflora; eje con setas aplicadas muy cortas, todas de similar tamaño (0,2-0,4 mm). Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero 3 veces menor que el estilar, de valvas glabras o laxamente setosas hacia su ápice y con sólo tres nervios longitudinales, sin nervadura reticulada; carpóforo 0,5-1 mm. Semillas 1-1,5 mm de longitud. $2n = 34$.

Distribución y hábitat: Matorrales xeroacánticos almohadillados, sobre sustratos calcáreos o esquistosos, en las áreas frías y lluviosas, entre 2.500 y 3.000 m de altitud. Áreas culminales del Gran Atlas (montes Anremer, Tizi-n-Ouanou, y otros próximos a Agoudal, Tislit, Msemrir, etc.), en Marruecos.

8. *Vella mairei* Humbert ex Maire in Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord 25: 226 (1924)

= *Pseudocytisus mairei* (Humbert ex Maire) Maire in Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord 28: 336 (1937); = *V. mairei* var. *macrantha* Fern. Casas in Fontqueria 2: 25 (1982)

Caracteres diagnósticos: Arbustos almohadillados, hasta de 100 cm, espinosos, cubiertos de setas erectas o erecto-patentes, rectas, rara vez casi glabros. Hojas oblanceoladas a oblongo-lanceoladas, con 3-4 lóbulos profundos o algunas enteras. Inflorescencia pauciflora; eje con setas erectas o erecto-

patentes, desiguales, las mayores de hasta 0,8 mm, rara vez glabrescente o glabro. Fruto dehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero 4 veces menor que el estilar, de valvas laxamente setosas o glabras y con sólo tres nervios longitudinales, sin nervadura reticulada; carpóforo 0,5-1 mm. Semillas 1-1,5 mm de longitud. $2n = 68$.

Distribución y hábitat: Matorrales xeroacánticos almohadillados, sobre sustratos calcáreos o esquistosos, entre 2.300 y 3.200 m de altitud. Cumbres del Atlas Medio (Montes de Gelb-er-Rahal) y Gran Atlas (entre los macizos de Tubkal y Ayachi), en Marruecos.

d. sect. *Boleum* (Desv.) M.B. Crespo, *comb. nov.*

= *Boleum* Desv. in J. Bot. Agric. 3: 163 (1815) [basión.]

Diagnosis: Fructus indehiscens, segmento stylari linguiformi seminiferum aequante vel paulo superante, et valvis fructiferis indumento longo albicante dense obtectis. Holotypus: *V. aspera* Pers.

Caracteres diagnósticos: Hojas agudas a subagudas. Fruto indehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con denso indumento de pelos blanquecinos muy largos que ocultan las valvas. Figura 3.3.

Distribución: Cuadrante noreste de la península Ibérica. Figura 3.5.

9. *Vella aspera* Pers., Syn. Pl. 2: 185 (1806)

= *Boleum asperum* (Pers.) Desv., op. cit.: 163 (1816); = *V. hispida* Vahl ex DC., Syst. Nat. (Candolle) 2: 641 (1821), nom. illeg. in syn.

Caracteres diagnósticos: Arbustos erguidos, hasta de 50 cm, inermes, cubiertos de setas erectas o erecto-patentes, rectas. Hojas linear-lanceoladas a oblongo-lanceoladas, agudas a subagudas, enteras o con 1-4 lóbulos laterales irregulares, profundos. Inflorescencia multiflora; eje con setas erectas o erecto-patentes, rectas. Fruto indehiscente; segmento estilar lingüiforme, de ápice agudo; segmento seminífero de tamaño similar o poco menor que el estilar, con denso indumento de pelos blanquecinos muy largos (hasta de 3 mm), que ocultan las valvas; carpóforo ausente o inconspicuo. Semillas 2-2,5 mm de longitud. $2n = 102$.

Hábitat y distribución: Matorrales xerofíticos, sobre taludes y escarpes margosos, a menudo yesíferos, rara vez sobre calizas, en áreas esteparias de clima continental, semiáridas y frías, entre 50 y 400 m de altitud; presenta un cierto carácter pionero, pudiendo colonizar bordes de caminos y márgenes de cultivos. Áreas orientales de la Depresión del Ebro, próximas a la comarca de Caspe (Los Monegros, Zaragoza), pero penetrando en las áreas limítrofes de Huesca, Lérida y Teruel, en el cuadrante noreste de la península Ibérica.

Clave para la identificación de los táxones de *Vella* (incl. *Boleum*)

En la siguiente clave de identificación se agrupan los táxones en grupos naturales, con base filogenética, y complementa a la que aportaron Crespo *et al.* (2005):

1. Hojas obtusas, de ápice redondeado, anchamente obovadas. Segmento estilar del fruto cocleariforme (sect. *Vella* *V. pseudocytisus* L.
 - a. Haz y envés densamente setoso-hispidos subsp. *pseudocytisus*
 - Haz y envés glabros o muy laxamente setosos b
 - b. Pelos dispuestos solo en el margen foliar subsp. *pau* Gómez-Campo
 - Pelos esparcidos por ambas caras subsp. *glabrata* Greuter
 - Hojas agudas o subagudas (rara vez las basales obtusas), estrechamente lineares a oblanceoladas. Segmento estilar del fruto aplanado, lingüiforme2
2. Fruto indehiscente; valvas ocultas por un denso indumento de pelos blanquecinos de hasta 3 mm de longitud (sect. *Boleum*) *V. aspera* (Pers.) Desv.
 - Fruto dehiscente; valvas bien visibles, glabras o laxamente setosas3
3. Segmento estilar del fruto 3-4 veces más largo que el seminal; valvas con sólo tres nervios longitudinales. Hojas pinnatisectas, profundamente lobadas (sect. *Macroglossae*) 4
 - Segmento estilar del fruto de longitud similar al seminal o muy poco mayor; valvas con nervios reticulados, al menos en su parte apical. Hojas enteras o levemente dentadas (muy rara vez con 1-2 lóbulos basales poco profundos) 5
4. Arbustos espinosos. Hojas con setas erectas o erecto-patentes, rectas. Eje de la inflorescencia cubierto de pelos cortos (0,1 mm), junto con setas erecto-patentes y largas (hasta de 0,8 mm), rara vez glabro o glabrescente *V. mairei* Humbert
 - Arbustos no espinosos. Hojas con pelos aplicados, de base curvada. Eje de la inflorescencia con pelos cortos aplicados, todos de tamaño similar (0,2–0,4 mm), rara vez glabrescente *V. anremerica* (Litard. & Maire) Gómez-Campo
5. Valvas del fruto glabras, con nervadura reticulada solo en su mitad apical. Arbustos espinosos (sect. *Spinosa*) *V. spinosa* Boiss.
 - Valvas del fruto laxamente setosas, marcadamente reticuladas en toda su superficie. Arbustos no espinosos (sect. *Reticulatae*)6
6. Hojas estrechamente lineares, enteras; indumento de setas erecto-patentes o erectas *V. lucentina* M.B. Crespo
 - Hojas oblongo-lanceoladas y cortamente cuneadas, enteras o con 2-4 dientes poco profundos; indumento de setas aplicadas, curvadas *V. castrilensis* Vivero *et al.*

Referencias

- Al-Shehbaz, I.A. (1985). The genera of Brassiceae (Cruciferae, Brassicaceae) in the southeastern United States. *Journal of the Arnold Arboretum* 66: 279-351.
- Al-Shehbaz, I.A., Beilstein, M.A., Kellogg, E.A. (2006). Systematics and phylogeny of the Brassicaceae (Cruciferae): an overview. *Plant Systematics and Evolution* 259: 89-120.
- Al-Shehbaz, I.A., Yang G. (2000). A revision of the Chinese endemic *Orychophragmus* (Brassicaceae). *Novon* 10: 349-353.
- Appel, O., Al-Shehbaz, I.A. (2003). Cruciferae. En: Kubitzki, K., Bayer, C. (eds.), *The Families and Genera of Vascular Plants*: 75-174. Springer, Berlin.
- Bailey, C.D., Koch, M.A., Mayer, M., Mummenhoff, K., O’Kane Jr., S.L., Warwick, S.I., Windham, M.D., Al-Shehbaz, I.A. (2006). Toward a global phylogeny of the Brassicaceae. *Molecular Biology and Evolution* 23(11): 2142-2160.
- Bengoechea, G., Gómez-Campo, C. (1975). Algunos caracteres de la semilla en la tribu Brassiceae. *Anales del Instituto Botánico Cavanilles* 32: 793-841.
- Bocquet, G., Wilder, B., Kiefer, H. (1978). The Messinian Model – a new outlook for the floristics and systematics of the Mediterranean area. *Candollea* 33: 269-287.
- Bonet, A., Terrones, B., Castán-Nava, S., Crespo, M.B. (2009). Pérdida del área de ocupación y del tamaño de la población de *Vella lucetina* (Cruciferae). *Flora Montiberica* 42: 65-72.
- Bremer, B. (2005). Combined and separate analyses of morphological and molecular data in the plant family Rubiaceae. *Cladistics* 12(1): 21-40.
- Crespo, M.B. (1992). A new species of *Vella* L. (Brassicaceae) from the south-eastern part of the Iberian Peninsula. *Botanical Journal of the Linnean Society* 109: 369-376.
- Crespo, M.B., Lledó, M.D., Fay, M.F., Chase, M.W. (2000). Subtribe Vellinae (Brassicaceae, Brassicaceae), a combined analysis of ITS nrDNA sequences and morphological data. *Annals of Botany* 86: 53-62.
- Crespo, M.B., Ríos, S., Vivero, J.L., Prados, J., Hernández-Bermejo, E., Lledó, M.D. (2005). A new spineless species of *Vella* (Brassicaceae), from the high mountains of south-eastern Spain. *Botanical Journal of the Linnean Society* 149: 121-128.
- Crespo, M.B., Alonso, M.A., Juan, A., Martínez Azorín, M., Martínez Flores, F. (2007). *Vella lucetina* M.B. Crespo. En: Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España*. Adenda 2006: 54-55. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Domínguez, F., Benito, M., Sainz Ollero, H., Sánchez de Dios, R. (2003). *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez-Campo. En: Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España*: 872-873. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Domínguez, F., Moreno, J.C., Sainz Ollero, H. (2005). Biological properties of the endemic and threatened shrub in Iberia *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo (Cruciferae/Brassicaceae) and implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 13: 17-30.
- Draper, I., Hedenas, L., Grimm, G.W. (2007). Molecular and morphological incongruence in European species of *Isoethecium* (Bryophyta). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 42(3): 700-716.

- Galicia, D., Valle, E. del, Benito, M., Calleja, J.A., Domínguez, E., Hernández Bermejo, E., Herrera, F., Moreno, J.C., Prados, J., Sainz Ollero, H., Sánchez, R., Vivero J.L. (2003). *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus*. En: Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España: 870–871*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Gómez-Campo, C. (1980a). Morphology and morphotaxonomy of tribe Brassiceae. En: Tsunoda, K., Hinata, K., Gómez-Campo, C. (eds.), *Brassica crops and wild allies: 3-31*. Japan Scientific Societies Press, Tokyo.
- Gómez-Campo, C. (1980b). Studies on Cruciferae: VI. Geographical distribution and conservation status of *Boleum* Desv., *Guiraoa* Coss. and *Euzomodendron* Coss. *Anales del Instituto Botánico Cavanilles* 35: 165-176 [en la cubierta se indica 1978].
- Gómez-Campo, C. (1981). Taxonomic and evolutionary relationships in the genus *Vella* L. (Cruciferae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 82: 165-179.
- Gómez-Campo, C. (1983). Studies on Cruciferae: X. Concerning some west Mediterranean species of *Erucastrum*. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 40: 63-72.
- Gómez-Campo, C. (1993). *Vella* L. En: Castroviejo, S., Aedo, C., Gómez-Campo, C., Laínz, M., Montserrat, P., Morales, R., Muñoz Garmendia, F., Nieto, G., Rico, E., Talavera, S., Villar, L. (eds.), *Flora Iberica* 3: 414-417. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Gómez-Campo C., Aedo, C. (1993). Brassicaceae. En: Castroviejo, S., Aedo, C., Gómez-Campo, C., Laínz, M., Montserrat, P., Morales, R., Muñoz Garmendia, F., Nieto, G., Rico, E., Talavera, S., Villar, L. (eds.), *Flora Iberica* 3: 335. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Gómez-Campo, C., Tortosa, M.E. (1974). The taxonomic and evolutionary significance of some juvenile characters in the Brassiceae. *Botanical Journal of the Linnean Society* 69: 105-124.
- Gras, M.J., Raventós, J., Bonet, A., Ramírez, D.A. (2002). Análisis pluriescalár de los patrones de distribución espacial del endemismo alicantino *Vella lucentina* M.B. Crespo (Brassicaceae) e implicaciones sobre su conservación. *Geographicalia* 42: 93-112.
- Greuter, W., Burdet, H.M., Long, G., eds. (1986). *Med-Checklist*, 3. Conservatoire et Jardin botaniques, Genève.
- Hernández Bermejo, J.E., Prados, J., Díaz, A., Herrera, F. (2007). *Vella castrilensis* Vivero, Prados, Hern.-Berm., M.B. Crespo, S. Ríos, Lledó. En: Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Adenda 2006: 34-35*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Koch, M., Al-Shehbaz, I.A., Mummenhoff, K. (2003). Molecular systematics, evolution, and population biology in the mustard family (Brassicaceae). *Annals of the Missouri Botanical Garden* 90: 151-171.
- Litardière, R., Maire, R. (1931). Contributions à l'étude de la flore du Maroc. Fascicule 2. *Mémoires de la Société des Sciences Naturelles du Maroc* 26: 1-56.
- Lledó, M.D., Davis, A.P., Crespo, M.B., Chase, M.W., Fay, M.F. (2004). Phylogenetic analysis of *Leucojum* and *Galanthus* (Amaryllidaceae) based on plastid *matK* and nuclear ribosomal spacer (ITS) DNA sequences and morphology. *Plant Systematics and Evolution* 246(3-4): 223-243.

- Lysak, M.A., Koch, M., Pecinka, A., Schubert, I. (2005). Chromosome triplication found across the tribe Brassiceae. *Genome Research* 15: 516-525.
- Lysak, M.A., Cheung, K., Kitschke, M., Bureš, P. (2007). Ancestral chromosomal blocks are triplicated in Brassiceae species with varying chromosome number and genome size. *Plant Physiology* 145: 402-410.
- Maire, R. (1967). *Flore d l'Afrique du Nord* 13. Lechevalier, Paris.
- Manton, I. (1932). Introduction to general cytology of the Cruciferae. *Annals of Botany* 46: 509-556.
- Marcos-Samaniego, N. (1993). *Succowia*. En: Castroviejo, S., Aedo, C., Gómez-Campo, C., Laínz, M., Montserrat, P., Morales, R., Muñoz Garmendia, F., Nieto, G., Rico, E., Talavera, S., Villar, L. (eds.), *Flora iberica* 4: 417-419. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Pérez-Collazos, E., Catalán, P. (2006). Palaeopolyploidy, spatial structure and conservation genetics of the narrow steppe plant *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* (Vellinae, Cruciferae). *Annals of Botany* 97: 635-647.
- Pérez-Collazos, E., Segarra, J.G., Catalán, P. (2008). Two approaches for the selection of Relevant Genetic Units for Conservation in the narrow European endemic steppe plant *Boleum asperum* (Brassicaceae). *Biological Journal of the Linnean Society* 94(2): 341-354.
- Persoon, C.H. (1806). *Synopsis plantarum*, 2. Paris.
- Sainz-Ollero, H., Franco, F., Arias, J. (1996). *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.
- Schulz, O.E. (1923). Cruciferae-Brassicaceae. II. Cakilinae, Zillinae, Vellinae, Savignyinae, Moricandiinae. En: Engler, A. (ed.), *Das Pflanzenreich* 82-85: 1-100. Wilhelm Engelmann, Leipzig.
- Schulz, O.E. (1936). *Cruciferae*. En: Engler, A., Prantl, K. (eds.), *Die natürlichen Pflanzenfamilien* 2ª ed., 17b: 227-658. Wilhelm Engelmann, Leipzig.
- Takahata, Y., Hinata, K. (1992). Comparison of species relationships in the subtribe Brassicinae based on morphology, cytogenetics and isozymes. *Journal of Genetics and Breeding* 46: 193-198.
- UICN (2001). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Version 3.1*. Comisión de Supervivencia de Espacios UICN. Suiza, Gland & Reino Unido, Cambridge).
- Warwick, S.I., Al-Shehbaz, I.A. (1998). Generic evaluation of *Boleum*, *Euzomodendron* and *Vella* (Brassicaceae). *Novon* 8: 321-325.
- Warwick, S.I., Black, L.D. (1994). Evaluation of the subtribes Moricandiinae, Savignyinae, Vellinae, and Zillinae (Brassicaceae, tribe Brassiceae) using chloroplast DNA restriction site variation. *Canadian Journal of Botany* 72: 1692-1701.
- Warwick, S.I., Sauder, C. (2005). Phylogeny of tribe Brassiceae (Brassicaceae) based on chloroplast restriction site polymorphisms and nuclear ribosomal internal transcribed spacer and chloroplast *trnL* intron sequences. *Canadian Journal of Botany* 83: 467-83.

Capítulo 4. *Vella pseudocytisus* L. en España y el norte de África

Felipe Domínguez Lozano
Mario Fernández-Mazuecos
J. Esteban Hernández Bermejo
José María Herranz Sanz
Juan Carlos Moreno Saiz

Resumen

Vella pseudocytisus L. es una especie endémica ibero-norteafricana, propia de ambientes secos y semiáridos sobre sustratos yesosos. Su área de distribución es discontinua, con poblaciones en la península Ibérica al sur de Aragón, en el interior del valle del Tajo (Madrid-Toledo) y en el entorno de la Hoya de Guadix-Baza (Granada), y al otro lado del Estrecho en la región del Atlas Medio oriental, tanto en Marruecos como en el límite de Argelia. La lejanía entre sus poblaciones ha hecho que se hayan propuesto diversas categorías infraespecíficas, y su aislamiento y limitada distribución ha generado en todas ellas problemas de amenaza. Dejando aparte las poblaciones aragonesas de la subespecie *pau*, en este capítulo se pasa revista al hábitat que ocupa la planta en cada región, al número de poblaciones y de efectivos, a su biología, a sus tendencias demográficas y a los factores de riesgo para su supervivencia. Se describen asimismo las medidas de conservación *in situ*, *ex situ* y legislativas adoptadas, prestando particular atención a los resultados de su plan legal de recuperación en Castilla-La Mancha y a la gestión llevada a cabo en Andalucía. El grado de conocimiento de la planta en el norte de África es reducido, y no se han adoptado medidas de conservación de sus poblaciones naturales.

Abstract

Vella pseudocytisus L. is an endemic Iberian-North African species, living in dry or semiarid landscapes on gypsum soils. It possesses a very scattered distribution, comprising populations at southern Aragon, central Tagus valley between Madrid and Toledo, and around the "Hoya de Guadix-Baza" (Granada) within the Iberian Peninsula, and some locations along the Middle Atlas in Morocco and Algeria. Long distances between populations have given support to the description of some infraspecific taxa. Such level of isolation, combined with limited range size, has driven all of them to some degree of threat. The Aragonese subspecies *pau* not considered, this chapter revises local habitats, number of populations, censuses, biology, demographical tendencies, and risk factors affecting each population. In addition, official, *in situ* and *ex situ* conservation measures are commented. Particular attention is paid to the results of the recovery plan enacted in Castilla-La Mancha, and to the management practices in Andalucía. Knowledge on North African populations is scarce, and no conservation measures have been adopted so far.

Introducción

Aunque el objeto de este libro es divulgar el estado en que se halla la arnachilla en Aragón, y las investigaciones y proyectos que su conservación ha suscitado, merece la pena destacar el hecho de que no se trata de la única subespecie de *Vella pseudocytisus*, ni de la única amenazada. Con este capítulo se pretende ofrecer una panorámica resumida de la situación del resto de táxones infraespecíficos peninsulares y hacer un apunte de su estado en el norte de África.

Los estudios realizados por los autores sobre las poblaciones de la submeseta sur y de la cuenca del Guadalquivir (lo que se ha venido considerando subespecie *pseudocytisus*) exhiben resultados coherentes con los obtenidos con la subespecie *pau* aragonesa. No obstante, las características de los territorios, la magnitud de las poblaciones, y las particularidades de los usos hacen que la historia natural de los distintos núcleos se diferencie y sea posible extraer conclusiones algo distintas de su biología de la conservación. De la misma manera, son varios los enfoques adoptados en la gestión de estas poblaciones amenazadas según hayan sido las administraciones implicadas, lo que ha contribuido a producir un "cuerpo" diverso de medidas de conservación, reintroducciones, recolección de semillas, reservas de flora, etc., que juzgamos muy enriquecedor para una estrategia global de conservación de la especie.

En la descriptiva de la autoecología, biología reproductiva, demografía y gestión de cada enclave o Comunidad Autónoma se ha procurado adoptar un enfoque similar, aunque cada apartado refleja la experiencia particular y el nivel de conocimientos en los diferentes territorios o pobla-

ciones. De esta manera, se abordan primero las correspondientes al valle del Tajo (bajo las competencias de dos CC.AA.), después las poblaciones andaluzas y, finalmente, las del norte de África.

Población del centro peninsular (límite entre Madrid y Toledo)

Corología y hábitat

Los alrededores de Aranjuez son la localidad clásica de la especie, conocida ya desde época anterior a Linneo (ver Menéndez Amor, 1943 y referencias en ella). En todos estos años se ha podido precisar el área de ocupación de esta población, pero no ampliar significativamente su extensión, que se ha revelado de pequeñas dimensiones³. El pítano, como se llama localmente a la planta, vive en los términos municipales de Aranjuez (Madrid), Ontígola y Ocaña (Toledo), en las cuestas que enlazan la vega del Tajo con el nivel de la meseta, en lo que se conoce como Mesa de Ocaña (Figura 4.1).

Vella pseudocytisus subsp. *pseudocytisus* se distribuye por 30 cuadrículas UTM de 1 km de lado, aunque su área real de ocupación no alcanza siquiera los 20 km². En la actualidad se estima que su población natural puede llegar a unos 50.000 individuos irregularmente repartidos por los cerros del entorno de Aranjuez y por la finca de Sotomayor, así como a lo largo de hasta 27 núcleos en territorio toledano, donde alcanza las mayores densidades.

El hábitat manchego característico del pítano corresponde a laderas y cortados entre 520 y 650 m de altitud, sobre margas yesíferas que dan origen a regosoles calcáreos. A menudo, el sustrato se observa horadado y abonado por conejos. Menudea en exposiciones septentrionales, aunque puede vérselo hacia todo tipo de orientaciones. Vive en ambientes del piso mesomediterráneo superior, en ombroclima seco. El clima de la zona posee una gran continentalidad, con oscilaciones térmicas registradas superiores a los 40° C, y con diferencias entre las medias de los meses más cálido y más frío que rondan los 20° C. Las precipitaciones medias alcanzan los 425 mm, si bien hemos percibido grandes oscilaciones y dilatadas sequías durante los últimos años. El trimestre veraniego resulta el más

3. Redactado ya el capítulo se ha conocido el descubrimiento de una segunda población toledana, en el término municipal de Yeles, distante en línea recta unos 15 km de Aranjuez (Ver Figura 4.1). A falta de estudios más detallados en marcha, podría contar con un millar aproximado de ejemplares, siempre de aparición muy salpicada en límites de fincas, barrancos y cerros testigo (J.M. Martínez Labarga com. pers.)

seco, con lluvias tormentosas que no alcanzan en conjunto los 50 litros por metro cuadrado.



Figura 4.1. Mapa de distribución de las poblaciones del píano en el centro peninsular, delimitadas por línea continua. Con línea discontinua se ubica la parcela de reintroducción (base cartográfica SRTM Shaded Relief, ESRI).

El píano forma parte de matorrales más o menos abiertos, sobre laderas de pendiente variable, en lindes de cultivos y en parcelas abandonadas. Convive con numerosas plantas basófilas y gipsícolas, muchas de ellas leñosas y de amplia distribución castellana, en comunidades encuadrables en la alianza *Lepidion subulati* (*Gypsophiletalia*, *Rosmarinetea officinalis*):

Retama sphaerocarpa (L.) Boiss.
Stipa tenacissima L.
Lygeum spartum L.
Helianthemum squamatum (L.) Dum.
 Cours.
Lepidium subulatum L.
Asphodelus ramosus L.
Teucrium capitatum L.

Thymus zygis L.
Artemisia campestris subsp. *glutinosa* (J.Gay ex Besser) Batt.
Santolina chamaecyparissus L.
Lithodora fruticosa (L.) Griseb.
Iberis saxatilis L.
Frankenia thymifolia Desf.
Rhamnus lycioides L.

El esparto (*Stipa tenacissima*) se alterna con el píano en el dominio de las laderas, pero el primero parece competir ventajosamente en los terrenos del páramo y en los de labor conforme van transcurriendo los años.

Biología

La población madrileño-toledana no se ha estudiado en profundidad desde el punto de vista genético. En un trabajo basado en semillas recolectadas en Aranjuez, Maselli *et al.* (1999) encontraron una alta variabilidad genética, la mayor de las cuatro especies de crucíferas que estudiaron. Para la adopción de estrategias de conservación sería muy aconsejable hacer estudios semejantes a los desarrollados en la subespecie aragonesa (Capítulo 7), que arrojen luz sobre la diversidad genética y su estructuración espacial en la población.

Fenología

El pítano posee un periodo de floración muy dilatado, que se inicia ya desde pleno invierno (principios de febrero) y se prolonga hasta el mes de mayo. Hacia los meses de marzo y abril la floración es plena y muy vistosa, y los frutos están maduros hacia finales de junio, que resulta la época adecuada para recoger semillas. Una vez maduras las silículas, su apertura y la dispersión de las semillas se alarga también durante mucho tiempo y en algunas plantas todavía pueden verse algunas semillas en el mes de mayo del año siguiente a la maduración, momento en el que pueden mezclarse en las ramas flores del año con algunos frutos sin abrir del año anterior. Esta dispersión escalonada puede constituir una buena estrategia adaptativa de la especie, ya que, aunque el grueso de la dispersión se produce en los meses veraniegos, se garantiza teóricamente el aporte de semillas al suelo en todos los momentos favorables para el establecimiento de plántulas.

La producción de flores en condiciones favorables se inicia a edades muy tempranas. Así por ejemplo, en plantas cultivadas en umbráculo se ha observado un 10% de floración hacia los 8 meses de edad. Asimismo, en el hábitat natural de la planta puede verse ocasionalmente que algunos individuos de 12-15 cm de talla (1-2 años de vida) ya han florecido y fructificado.

Aunque la especie es de hoja persistente, a finales de verano, o incluso a principios del mismo si la primavera viene seca, es fácil observar acúmulos de hojas bajo las matas más grandes. Es probable que se defiendan del calor estival desprendiéndose de parte del sistema foliar (malacofilia), que se renueva con las lluvias de otoño.

Otra característica notable de *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* es la presencia de yemas subterráneas que le permiten rebrotar de cepa. La capacidad de emitir brotes de raíz asegura una buena propagación vegetativa de la planta, muy útil cuando se modifican los blandos relieves en que vive. Los rebrotes probablemente permiten su recuperación tras la quema de rastrojos, y proporcionan clones capaces de florecer muy poco tiempo después de emerger a superficie.

Producción de flores, frutos y semillas

La producción de flores es muy alta en años favorables, tanto que incluso se ha considerado el potencial del arbusto para usos ornamentales. No es excepcional que una planta de talla alta (80-110 cm) tenga varios centenares de racimos florales y varios miles de flores (hemos llegado a estimar hasta 16.650 flores en un pie, Figura 4.2). Aunque no todas acaban dando frutos (porcentaje variable en función de las condiciones meteorológicas del año, la abundancia de polinizadores, la competencia intra e interespecífica, etc.), en algunos individuos bien conformados llegan a cuajar entre 2.000 y 4.400 frutos, con una o dos semillas en cada silícula. Las semillas son relativamente grandes (1-2 mm de longitud, 1-1,3 mm de diámetro). El peso medio de 100 semillas es de 461 mg, lo que hace suponer que representan un recurso alimenticio para insectos y organismos consumidores de semillas. La dispersión de éstas se lleva a cabo por un mecanismo balístico pasivo (Capítulo 6) y, aún por determinar en qué medida, por diversas hormigas granívoras del género *Messor* (F. Martín Azcárate com. pers.).



Figura 4.2. Ejemplar de *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* de grandes dimensiones en la finca de Sotomayor (Foto: Juan Carlos Moreno).

La cosecha de semillas es muy variable de un año a otro. En los últimos años, climatológicamente secos, se han producido semillas en cantidades poco significativas. A veces, una primavera que se inicia lluviosa y luego se interrumpe deja gran cantidad de flores marchitas en las plantas.

En otras ocasiones, el retraso en las lluvias provoca consecuencias parecidas. No obstante, la producción de semillas no es un factor limitante para la supervivencia de la especie ni la causa de su rareza. En cambio, sí parece serlo una capacidad dispersiva restringida (semillas grandes sin adaptaciones especiales para la dispersión a grandes distancias), que le ha impedido colonizar otros puntos de la Mesa de Ocaña y del valle del Tajo con similares condiciones ecológicas a las de su hábitat natural.

Polinizadores e insectos asociados

En ensayos de exclusión de polinizadores, realizados utilizando estructuras de madera revestidas con tela de *nylon* transparente que permitían el paso de la luz, se ha observado floración normal, pero ninguna de las flores produjo fruto con semillas, lo que resalta la importancia de los polinizadores en esta especie (ver no obstante el Capítulo 6). La polinización es entomófila generalista y se ha observado la visita a las flores de insectos de diversos órdenes, como lepidópteros (piéridos, licénidos, esfíngidos), himenópteros (*Apis mellifera*) o dípteros (bombílidos) (Benito *et al.*, 2004).

Además, se han encontrado asociados a la planta varios insectos endémicos de gran interés conservacionista. Sobre ejemplares del entorno de la Casa de la Monta, en Aranjuez, se describió el homóptero *Chinaspis vellae* Gómez-Menor 1954. También en la misma zona se descubrió el lepidóptero *Clepsis laetitia* Soria 1997, que tiene a *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* como planta nutricia. Sus orugas se alimentan de flores y hojas, por lo que parece depender estrechamente del arbusto para su supervivencia. Por ello, se ha incluido esta polilla en el Libro Rojo de los Invertebrados de España con la categoría de Vulnerable (Viejo, 2005). Aunque hasta el momento sólo se ha encontrado en Aranjuez, no se descarta que pueda aparecer también sobre otros táxones del género *Vella* en España o en el norte de África (Soria, 1997).

Ecología germinativa

Dado que la germinación es un proceso de transición entre la etapa de la vida de la planta más resistente a la sequía (semilla) y la etapa de desarrollo más vulnerable (plántula), dicho tránsito puede resultar arriesgado bajo climas secos como los imperantes en el hábitat natural de *Vella*. Por ello, en el caso de endemismos muy amenazados, el conocimiento de una de las etapas más críticas en su ciclo vital puede facilitar su conservación y manejo (Pavlik *et al.*, 1993; Escudero *et al.*, 1997).

El comportamiento germinativo de *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* ha sido objeto de sendos estudios (Escudero *et al.*, 1997; del Valle,

2003), en los que se realizaron ensayos con semillas recolectadas en las poblaciones naturales para examinar su germinabilidad, atendiendo a ciertas variables controladas en laboratorio: temperatura, humedad, fotoperiodo, profundidad de siembra, etc.

Los porcentajes de germinación fueron altos, aunque dispares en ambos trabajos: 85-100% para Escudero *et al.* (1997) frente a ratios nunca superiores al 57% para del Valle (2003). En este último trabajo se comprobó que las semillas de mayor tamaño fueron las que germinaron con mayor facilidad, y que existía un peso mínimo para que una semilla germinara (1,6 mg). La velocidad de germinación resultó alta en casi todas las pruebas, como indican los valores del parámetro t_{50} ($1,5 \pm 6$ días), que se define como el tiempo necesario para lograr la mitad del porcentaje final de germinación. Solo se fue esta cifra hasta los 17 días cuando la muestra se componía de lotes de semillas recogidas a principio de primavera, pero que habían permanecido en la planta desde el verano anterior. Como se ha dicho, la germinabilidad resultó alta y relativamente independiente de la luz, temperatura y humedad, y solo se vio una merma significativa cuando las semillas se enterraban por debajo de la superficie.

Con motivo de los trabajos realizados para la elaboración del Plan de recuperación en Castilla-La Mancha, también se han llevado a cabo ensayos de ecología germinativa utilizando semillas recogidas en los alrededores de Ontígola (Herranz *et al.*, inéd). Los trabajos se han efectuado a temperaturas constantes de 5 y 25° C, así como a las fluctuantes de 15/4, 20/7, 25/10, 28/14 y 32/18° C, tanto en condiciones de oscuridad completa como con 12 horas de fotoperiodo. Las semillas recién maduradas (edad 0 meses) germinaron muy bien en todas las condiciones de temperatura ensayadas, excepto a 25° C donde apenas se superó el 50%. Las semillas de tres meses de edad tuvieron un comportamiento similar, si bien a 25° C los porcentajes aumentaron hasta el 75% con fotoperiodo y el 73% en oscuridad. En todos los casos la velocidad de germinación fue alta, con valores de t_{50} oscilando entre $2,5 \pm 0,5$ días para el termoperiodo de 25/10° C y 5 ± 1 días para la temperatura constante de 5° C.

Los resultados obtenidos indican que las semillas de *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* carecen de latencia fisiológica y que incluso las semillas recién maduradas y dispersadas podrían llegar a germinar en su hábitat natural con las temperaturas propias de los meses de verano (32/18° C), siempre que la superficie del suelo se mantuviera húmeda tras tormentas estivales unos tres días. Esto no siempre sucede y puede constituir un factor limitante para la germinación tras lluvias ocasionales estivales. El hecho de que un 45% de semillas recién maduradas no germine a 25° C podría interpretarse como una latencia fisiológica no profunda, ya que se elimina en gran parte tras almacenaje en seco; no obstante, dicha temperatura constante carece de un significado ecológico concreto, ya que no se da

en ningún mes del año en el hábitat natural de la especie. Con la llegada de las lluvias otoñales, las semillas germinarán de forma abundante a las temperaturas propias de dicha estación (25/10 y 20/7° C), lo que explica la ausencia de un banco edáfico de semillas, ni siquiera transitorio, como hemos tenido ocasión de comprobar.

En resumen, la ecología de la semilla en las poblaciones del Tajo muestra una estrategia conforme a la de un arbusto longevo. La semilla no se interpretaría como una fase demográfica de persistencia (como sí lo es por ejemplo la fase o clase de individuos adultos), y de ahí la ausencia de un banco de semillas permanente (tan frecuente en los terófitos o en especies de menor longevidad). Por otro lado, la utilidad del banco de semillas aéreo (silículas sin abrir hasta el año siguiente) debe ser relativa y tener fecha de caducidad, pues el potencial de germinación se va perdiendo conforme pasa el tiempo.

Emergencia y supervivencia de plántulas

Tanto del Valle (2003) como Benito *et al.* (2004) han llamado la atención sobre la escasez de nuevos individuos (plántulas) en la población manchega. Con el fin de seguir de cerca tal fase crítica del ciclo vital de la planta, desde 2006 se ha venido efectuando un estudio sobre el establecimiento y la supervivencia de plántulas en la finca de Sotomayor (Aranjuez). Para ello, se han situado en la zona diez parcelas de 5 m² en puntos representativos de diferentes microambientes, con distinta pendiente, orientación, calidad del suelo, especies acompañantes, etc. Tras estudiar las parcelas durante tres años, desde el otoño de 2006 hasta el otoño de 2009, sólo se ha detectado una emergencia relevante de plántulas en el primer otoño. Al contrario de lo encontrado por Domínguez *et al.* (2005) en la subespecie aragonesa, aquí la aparición de plántulas en primavera ha sido casi inexistente hasta el momento. Es posible que las condiciones climatológicas regionales influyan en la distinta importancia de las germinaciones otoñal y primaveral (Domínguez *et al.*, 2005; Fernández-Mazuecos *et al.*, 2007).

Durante el primer año de seguimiento se encontró una mortalidad elevadísima (95,7%) tras el primer invierno y el primer verano de vida de las plántulas. Tras el segundo año, sólo habían sobrevivido cuatro de las 303 plántulas encontradas en el primer otoño, y sólo una un año más tarde. Mientras, el reclutamiento de nuevos individuos ha sido muy pequeño y ocasional. Sin embargo, gracias a la longevidad de la especie, la supervivencia de unas pocas plántulas podría ser suficiente para que se mantenga la población, siempre que no haya otros factores afectando negativamente a parámetros más críticos, como pueda ser la supervivencia de los adultos.

Dentro del mismo estudio se analizó también cómo puede afectar a la emergencia y la supervivencia de las plántulas su posición respecto a los

adultos. Se ha encontrado que una gran mayoría de las plántulas emerge bajo la planta madre (el 27%) o muy cerca de ella (el 67% a menos de 1 m de distancia). Sin embargo, debido posiblemente a la competencia con los individuos adultos, la supervivencia de las plántulas parece ser significativamente menor bajo el adulto que fuera de su protección (Fernández-Mazuecos *et al.*, 2007).

A los efectos de ensayar qué viabilidad tienen las plántulas germinadas en vivero y trasplantadas luego al medio natural, en el ámbito de los trabajos llevados a cabo en Castilla-La Mancha, se ha intentado establecer una población nueva en los alrededores de Villarrubia de Santiago (Toledo), dentro de la Mesa de Ocaña (altitud: 680 m), sobre una parcela distante unos 15 km del núcleo poblacional más próximo (Figura 4.3). El sustrato está formado por margas yesíferas que albergan una vegetación formada por tomillares gipsófilos (con *Thymus lacaitae*, *Ononis tridentata*, *Lepidium subulatum*, *Helianthemum squamatum*, *Gypsophila struthium*, etc.) con pies dispersos de *Retama sphaerocarpa* y rodales de *Stipa tenacissima*.



Figura 4.3. Aspecto de la parcela de reintroducción de *Vella pseudocytisus* en Villarrubia de Santiago (Foto: José María Herranz).

El ensayo se ha hecho en dos etapas, una primera en otoño de 1999 y otra varios años después, entre el otoño de 2005 y el invierno de 2007. En la primera fase se utilizaron plantones de 8-9 meses de edad producidos en umbráculo y siembras en *plots* experimentales de 0,5 x 0,5 m. Se han obtenido buenos resultados iniciando la producción de plantones en febrero-marzo, a fin de evitar las fuertes heladas invernales que dañan mucho a las plántulas, y trasplantando los mismos en los meses de noviembre-

diciembre con algún riego de apoyo. Los trasplantes arraigan bien, apenas se registra mortalidad invernal y primaveral, y tras el primer verano sobreviven entre el 80-85%. Ocho años después sobrevivían el 55% de las 120 plantas iniciales y algunas plantas alcanzaban ya 60-70 cm de talla. Algunas plantas tuvieron abundante floración y fructificación a partir de 2003, por lo que ya hubiera sido posible un cierto reclutamiento a partir de estas plantas introducidas; sin embargo, sólo en los otoños de 2004 y 2006 hubo abundante producción de plántulas bajo algunas matas, pero todas ellas fueron muriendo durante el invierno siguiente y la primavera, no quedando ninguna viva a la entrada del verano. Es posible que para que en esta zona haya reclutamiento efectivo tengan que darse unas condiciones climáticas muy favorables durante un periodo de tiempo más prolongado.

En el otoño-invierno de 2005-2006 se volvieron a introducir en la misma parcela 420 plantones de nueve meses de edad, con tasas de supervivencia tras el primer verano muy parecidas. Por fin, en el otoño-invierno de 2007-2008 se trasplantaron 187 plantones de *Vella* aprovechando el ensayo para evaluar la influencia de distintos factores en el crecimiento y desarrollo de los plantones. Los factores a evaluar han sido: efecto facilitador de las especies de matorral del entorno, tamaño del contenedor utilizado en vivero para la producción de planta y orientación en umbría o solana. Como plantas nodriza se han estudiado las leñosas *Retama sphaerocarpa* y *Ononis tridentata* y la herbácea vivaz amacollada *Stipa tenacissima*, junto a las cuales se colocaron 96 plantones, frente a 91 en claros. El tamaño de los contenedores utilizado ha sido de 1.068 cm³ (91 plantones) y 304 cm³ (96 plantones). Aunque los resultados obtenidos durante los primeros 12 meses de estudio eran provisionales, los datos iniciales indican que no hay diferencias en el porcentaje de supervivencia en función de la orientación y del tamaño del contenedor, pero sí un efecto facilitador de las plantas nodrizas. Así, junto a éstas se ha producido una supervivencia del 65,63% y un crecimiento absoluto de 11 cm, frente a valores respectivos del 35,16% y 7,9 cm en los claros. Otro aspecto destacable es una supervivencia global (50,80%), más baja que en los dos ensayos de introducción anteriores.

Dinámica demográfica

V. pseudocytisus subsp. *pseudocytisus* es una de las plantas que integran el proyecto del Atlas de Flora Amenazada, financiado por el Ministerio de Medio Ambiente (Capítulos 2 y 8) con el objetivo de determinar si sus poblaciones se encuentra en crecimiento, en declive o en situación estable en su medio natural. Para ello, siguiendo la metodología propia de dicho proyecto (Iriondo *et al.*, 2001), en 2001 se delimitaron en la población dos parcelas representativas de situaciones diferentes en las que se suele encontrar la planta. La primera de ellas, con 300 individuos, se encuentra en una ladera de yesos con una cubierta de vegetación bien conservada

y dedicada en la actualidad a la caza. Aquí, el pítano es claramente la especie dominante. La segunda parcela se sitúa en el páramo y albergaba inicialmente 200 pies, sobre un cultivo abandonado donde el pítano se repartía el espacio con el esparto. Aparentemente, esta última especie se encontraría en expansión en estas zonas (Figura 4.4).



Figura 4.4. Arriba, Parcela A para el seguimiento demográfico en las cuevas de Sotomayor (Foto: Juan Carlos Moreno), abajo Parcela B en la Mesa de Ocaña (Foto: Mario Fernández-Mazuecos).

Al analizar conjuntamente los datos tomados en las dos parcelas hasta 2006, que incluyeron de partida 500 pies, se ve que la población está en declive [tasa finita de crecimiento (λ) media = 0,94]. Los individuos vegetativos son más abundantes que los reproductivos y la esperanza de vida de los individuos al nacer está en torno a los 16 años (Prados *et al.*, 2009). Si se estudian las parcelas por separado, se observan en ellas tendencias diferentes (Fernández-Mazuecos, 2007): en la parcela de ladera, la población parece mantenerse más o menos estable (media 2001-2006 de $\lambda = 0,987$), mientras que en la del páramo hay una clara tendencia a la reducción en el mismo periodo ($\lambda = 0,885$). Parece que la competencia con el espartizal es perjudicial para los ejemplares adultos del pítano en el páramo, pues hemos observado que el crecimiento de esta gramínea va desplazando a los individuos vecinos de *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus*, adueñándose poco a poco del espacio y ahogando a la crucífera. Además, el establecimiento de nuevas plantas de esparto es mucho mayor. Por tanto, los esfuerzos de conservación probablemente serán más eficaces a medio-largo plazo en las laderas yesíferas donde el pítano es dominante.

Por otro lado, el análisis de elasticidades, que evalúa cuáles son los parámetros demográficos críticos para la dinámica poblacional, ha permitido comprobar que la supervivencia de los individuos adultos (los de mayor tamaño) es fundamental en el mantenimiento de la población, lo que estaría relacionado con el bajísimo establecimiento de nuevos individuos. Así, para que la población sobreviva debe controlarse muy estrictamente cualquier actividad que pueda eliminar grandes ejemplares, como la roturación de tierras, el sobrepastoreo o la apertura y ampliación de pistas (observada precisamente en la parcela del páramo).

Aunque de forma natural las poblaciones de *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* tienden a tener una gran persistencia y estabilidad, fruto de su adaptación a un medio adverso edáfica y climáticamente, la influencia antrópica puede dar al traste en el futuro con dicha estabilidad. De hecho, ocho de los 27 núcleos poblacionales toledanos se ubican sobre parcelas total o parcialmente reforestadas con pino carrasco, algunas de las cuales se han subsolado para la implantación, lo que ha podido descuajar plantas de pítano. En el caso de que las repoblaciones realizadas tuvieran éxito, el sombreado de los pinos y el aumento de la competencia iría en detrimento de más de un millar de pítanos.

Conservación y gestión

Desde el punto de vista histórico, buena parte del área perteneció al Palacio de Aranjuez, incluyendo la conocida como Real Casa de la Monta, caballerizas construidas en el siglo XVIII que albergaban la Real Yeguada.

En sus proximidades se encuentra la finca o dehesa de Sotomayor, cuyos pastos se aprovecharon desde antiguo para la cría de ganado equino. Con la desamortización de 1868 la dehesa pasó a manos del Patrimonio del Estado, pero nunca llegó a ser subastada y se mantuvieron sus usos ganaderos, limitados hasta principios del siglo XX cuando se introduciría paulatinamente la agricultura de regadío y de secano. En 1951 la finca pasó a Patrimonio Nacional, que lo transfirió hace pocos años a la Comunidad de Madrid, que la gestiona actualmente para usos cinegéticos, ganaderos y agrícolas.

La estructura de la propiedad y los usos actuales son herencia de los tiempos en que las fincas pertenecían a la Corona y más tarde a Patrimonio Nacional, con la madrileña finca de Sotomayor como enclave más destacado para la planta. Menéndez Amor (1943) se extrañaba a mediados del siglo XX de la abundancia de pítanos en Sotomayor, donde estaba controlada su tala para hacer leña, y de su escasez fuera de la propiedad, donde se practicaba la agricultura de secano (cereal, vides y olivos), la caza menor y la ganadería extensiva. En esa publicación se fotografiaba a lugareños cargando gavillas de pítanos, planta calificada como "combustible de excelente calidad" y recurso para el pasto del ganado cabrío, lanar y mular.

La consistencia coriácea de las hojas de *Vella* y su carácter hísido reducen notablemente su palatabilidad, por lo que debe estar bien adaptada al pastoreo y a la presión que ejerce sobre ella la caza menor. Aunque tales presiones han venido disminuyendo, cierto ramoneo sigue apreciándose sobre todo en ramas nuevas y pítanos juveniles, tanto por parte del ganado como de liebres y conejos, particularmente en las proximidades de descansaderos de estos ligomorfos.

En años recientes se han hecho notar las repoblaciones forestales y nuevas roturaciones agrícolas como impactos sobre la planta. Algunas de estas roturaciones han sido estimuladas por la política de subvenciones agroforestales de las dos últimas décadas, que han alentado tanto la puesta en cultivo de zonas con dudosa rentabilidad agrícola, para cubrir los cupos de superficie de barbecho, como la reforestación con pino carrasco de margas yesíferas con nula vocación forestal. Por otro lado, la expansión de los núcleos de Aranjuez y Ontígola, particularmente en este municipio con una intensa proliferación de urbanizaciones de chalets adosados, ha debido ser aún más dañina localmente. La ampliación de algunas pistas agrícolas desde el páramo de Ocaña hasta la vega de Aranjuez ha provocado además el arrancado y sepultado de pítanos asentados por las cunetas (E. Blanco com. pers.).

En suma, las poblaciones madrileñas se encuentran en un claro declive, tanto demográfico como ecológico. Por un lado se han registrado pérdidas directas de individuos relacionadas con las actividades agropecuarias, mejoras de pistas, nuevas conducciones eléctricas, y con el desarrollo urbanístico de Aranjuez. Por otro, el abandono o modificación de la carga

ganadera ovina está propiciando en algunos núcleos el desplazamiento de una vegetación adaptada al ramoneo periódico por otra con mejores propiedades colonizadoras, cuyas consecuencias para nuestro arbusto resultan con los conocimientos actuales difíciles de predecir.

Las amenazas que penden sobre las poblaciones de de *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* del centro peninsular se conocen desde hace décadas. Prueba de ello es que se abordara una experiencia pionera en nuestro país de reforzamiento de sus efectivos ya a mediados de la década de los 70 del pasado siglo (Sainz Ollero y Hernández Bermejo, 1979), aunque sus resultados últimos no consiguieran el establecimiento de nuevas poblaciones y sus experiencias no tuvieran continuidad inmediata⁴.

El pítano fue protegido por la Comunidad de Madrid desde que se promulgó la primera disposición conservacionista de la región, el Decreto 18/1992, de 26 de marzo, por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y se crea la categoría de árboles singulares, dentro de la categoría De interés especial. Esta celeridad proteccionista no llevó aparejada la elaboración del Plan de manejo que la legislación preveía para las especies incluidas en dicho apartado. Más adelante, con la resolución del Tribunal Supremo en 1999 interpretando que la categoría De interés especial del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas no era una categoría de amenaza como tal, y por lo tanto derogándola en la práctica, la figura legal de la planta en Madrid quedó en un limbo del que no ha salido hasta hoy.

En Castilla-La Mancha, invocando su fragmentación, pequeño tamaño poblacional y declive progresivo, ha sido catalogada como "en peligro de extinción" en el Decreto 200/2001, de 6 de noviembre, de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, por el que se modifica el Catálogo Regional de Especies Amenazadas. Un tiempo después aparece el Decreto 119/2005, de 27 de septiembre, de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, por el que se aprueba el Plan de recuperación de la especie *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus*, catalogada "en peligro de extinción", y se declara como Microrreserva el área crítica para su supervivencia. Este área crítica para la supervivencia y su zona periférica de protección comprende el área potencial de la planta en los términos municipales de Ontígola y Ocaña (Toledo). Por añadidura, una parte de la población castellano-manchega está contenida en el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) ES4250009 "Yesares del valle del Tajo", donde convive con otra crucífera amenazada y protegida por la Directiva de Hábitats: *Sisymbrium cavanillesianum* Castrov. & Valdés Berm.

4. Esta planta fue también objeto de un ensayo de plantación en talud de carretera en los alrededores de la zona del Gurugú en Alcalá de Henares (Toledo Palma *et al.*, 1997). En los últimos años se ha propuesto además su uso en la revegetación de canteras abandonadas en torno a Yepes (Toledo), si bien aún no se han puesto en marcha tal proyecto (S. Sardinero com. pers.)

La finalidad del Plan de recuperación ha sido garantizar la conservación de la especie y de su hábitat, estableciendo una regulación de los usos y actividades que sea compatible con la misma, prestando especial atención a la eliminación de factores adversos, y favoreciendo su expansión dentro de su área potencial. Así, en el área crítica han quedado prohibidos diversos usos y actividades, como por ejemplo la roturación y descuaje de la vegetación; la alteración del suelo mediante explotaciones mineras o de extracción de áridos o movimiento de tierras; la construcción de edificaciones o instalaciones de cualquier tipo o la alteración del carácter rústico del suelo; el vertido de residuos, escombros y basuras; la aplicación de sustancias biocidas; las reforestaciones; y la intensificación de la gestión cinegética mediante la construcción de cerramientos cinegéticos, etc.

La mayoría de estas medidas se aplican también al área potencial de la planta. Entre las medidas activas dirigidas a favorecer la especie se han establecido cerramientos de protección de núcleos amenazados, si el cerramiento facilita su conservación; se han eliminado pies de especies arbustivas o arbóreas procedentes de reforestaciones recientes que pudieran afectar al normal desarrollo de la especie; se han conservado taludes y linderos donde tenga presencia la especie; o se ha adquirido por la administración regional parcelas dentro del área crítica y potencial de la especie para favorecer su conservación o reintroducción, entre otras actuaciones relevantes.

La vigencia del Plan de recuperación ha servido ya para frenar la roturación de matorrales con fines agrícolas, la destrucción de linderos y taludes para ensanche de caminos y la forestación con pino carrasco en matorrales establecidos sobre margas yesíferas. Además, ya se ha llevado a cabo un expediente de forestación de tierras agrícolas en el área potencial de la planta utilizando *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* como especie arbustiva por la que los propietarios pueden recibir ayudas. En concreto, se trata de una repoblación de 7,9 ha en Ontígola llevada a cabo por hoyos en el año 2005, utilizando 480 pies de encina, 60 pies de coscoja y 60 pies de pítano por ha. Los agentes medioambientales de la Consejería han estimado la supervivencia de *Vella* tres años después de la plantación entre un 85-90%.

Sin duda, la conservación *in situ* del pítano saldría muy beneficiada de una estrategia conjunta de las dos Comunidades Autónomas, pero el hecho de que tales esfuerzos coordinados no se hayan emprendido para ninguna especie vegetal en España no deja mucho espacio al optimismo.

Diversas muestras de semillas de las poblaciones toledanas y madrileñas se encuentran en los bancos de germoplasma españoles, como en el de la E.T.S. de Ingenieros Agrónomos de Madrid y en el del Jardín Botánico de Castilla-La Mancha.

El Libro Rojo (Bañares *et al.*, 2004) adjudicó a la subespecie *pseudocytisus* la categoría UICN de “En Peligro”, la misma que ha sido corroborada en la reciente Lista Roja de la flora vascular española (Benito *et al.*, 2004; Moreno, 2008). Esta repetición da prueba de que las causas de su amenaza no se han revertido significativamente en los últimos años.

Poblaciones de Andalucía

Las localidades de *Vella pseudocytisus* en las comarcas andaluzas de la Hoya de Guadix y de la Hoya de Baza distan al menos 250 km en línea recta de las manchegas más próximas, por lo que cabe considerarlas aisladas de éstas y virtualmente carentes de flujo génico con ellas. Constituirían así lo que han dado en llamarse Unidades Operativas de Conservación o Unidades de Manejo (OCU o MU en sus abreviaturas inglesas; Moritz *et al.*, 1995), es decir, grupos naturales que, a efectos de gestión y conservación, cabe abordar independientemente de otras poblaciones o entidades taxonómicas emparentadas. Tal como se ha apuntado en el Capítulo 3, su nivel cromosómico diploide, unido a ciertas diferencias cuantitativas, ha hecho pensar en la conveniencia de separar estas poblaciones como una nueva subespecie, para la que incluso se ha avanzado ya el epíteto *evadens* (Prados *et al.*, 2009).

Corología y hábitat

Aunque históricamente se conoce alguna referencia almeriense de la planta (p.e. Ródenas), hoy en día solo sabemos de su presencia en tres municipios granadinos: Orce, Puebla de Don Fadrique y Fonelas, este último recientemente descubierto. No puede descartarse la aparición de nuevos enclaves teniendo en cuenta la amplitud de la Hoya de Baza y de otros territorios potenciales (Figura 4.5).

Vive en el piso mesomediterráneo, en ombroclimas secos y semiáridos, dentro de matorrales de sustitución de formaciones abiertas. Habita en barrancos, laderas y cerros testigo, a menudo discurriendo por las linderos entre cultivos, márgenes de pistas y bordes de pinares de repoblación, entre los 540 y los 650 m de altitud. Se observa sobre cuencas neógenas de limos arenosos, margas y yesos, más raramente sobre calizas blancas y rosadas, algo nodulosas, desenvolviéndose por suelos pobres de baja evolución.

Aparece casi siempre en matorrales de los que se erige en especie dominante, comunidades seriales encuadrables dentro de la subalianza *Lepidienion subulati* (*Gypsophiletalia*), aunque la relación de gipsófilas en los inventarios va haciéndose menos numerosa y van apareciendo plan-

tas que permiten reconocer ya el tránsito hacia los matorrales manchegos de la Clase *Rosmarinetalia officinalis*. Las formaciones de *Vella* alternan en mosaico con espartizales de *Stipa tenacissima* o desaparecen cuando el arnacho (*Ononis tridentata*) alcanza mayor cobertura.

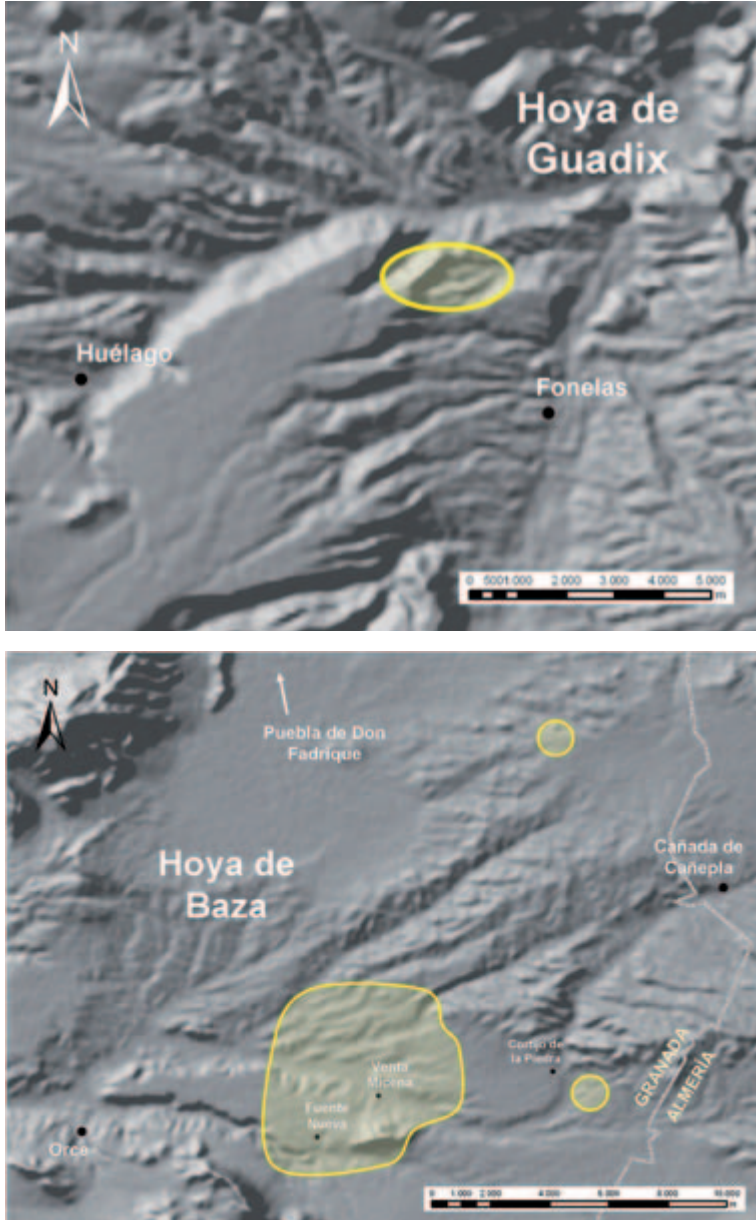


Figura 4.5. Mapas de distribución de las poblaciones de *Vella pseudocytisus* en Andalucía (base cartográfica SRTM Shaded Relief, ESRI).

En Orce se encuentra la población mayor, en la que se estiman del orden de 40.000 individuos repartidos por 20 cuadrículas UTM de 1 km² (L. Gutiérrez com. pers.). Se trata de una población muy fragmentada debido a los cultivos de cereales y a los caminos rurales: en realidad hasta podría hablarse de dos subpoblaciones, una principal en Venta Micena-Fuente Nueva y otra más reducida en Cortijo de la Piedra.

Por las laderas, se deja ver acompañada de un puñado de plantas heliófilas y gipsófilas, entre las que cabe mencionar:

Ononis tridentata L.

Osyris alba L.

Lithodora fruticosa (L.) Griseb.

Phlomis lychnitis L.

Onobrychis argentea Boiss.

Lepidium subulatum L.

Satureja obovata Lag.

O. fruticosa L.

Santolina chamaecyparissus L.

Quercus ilex subsp. *ballota* (Desf.) Samp.

Helianthemum squamatum (L.) Dum. Cours.

Stipa tenacissima L.

Sideritis leucantha Cav.

Como hábitat secundario puede encontrarse *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* en matorrales calcófilos, con *Sideritis pusilla* (Lange) Pau, *Arenaria armerina* Bory, *Anthyllis vulneraria* L. y *Phlomis lychnitis*.



Figura 4.6. Laderas con *Vella pseudocytisus* en la localidad de Fonelas (Foto: Leonardo Gutiérrez).

En la Puebla de Don Fadrique, ya en las inmediaciones del municipio almeriense de Cañada de Cañepla, existe una localidad muy reducida, con alrededor de 100 individuos aprisionados entre el asfalto y los cultivos cerealísticos adyacentes. Los suelos son de nuevo pobres entre los bancales, donde se mezcla con *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Osyris alba*, *Ononis fruticosa* y plantas ruderales como la oruga (*Éruca vesicaria* (L.) Cav.).

Por fin, en Fonelas se sitúa la población más meridional en dos barrancos que vierten sus aguas al río Fardes. En esta nueva localidad de la Hoya de Guadix se estiman unos 3.500 ejemplares salpicados entre dos cuadrículas UTM de 1 km², aunque su fragmentación podría obedecer más bien a causas naturales (L. Gutiérrez com. pers.). Forma parte de un espartizal en el que también destacan *Ononis tridentata* o *Iberis saxatilis* subsp. *cinerea* (Poir.) Font Quer, con tendencia a ocupar laderas de fuerte pendiente sobre sustratos margoso-yesíferos (Figura 4.6).

Biología y demografía

Diversos estudios sobre la biología reproductiva de *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* en Andalucía han comenzado recientemente, de forma que aún no hay resultados más que preliminares. Se ha podido ver, tras dos años, que solo dos terceras partes de los individuos marcados serían reproductivos, y que buena parte de los vegetativos parecen proceder de brotes subterráneos de otra planta cercana; esto es más frecuente cuando el terreno está más alterado y no está muy asentado o compacto. Los reproductores no florecen todos los años, sino que están expuestos a las variaciones meteorológicas. Más aún, además de prescindir de las flores pueden incluso perder completamente las hojas durante los rigores del verano, para recuperarlas más adelante, al igual que ocurre en poblaciones de otras regiones.

Las cifras sobre fertilidad hablarían de que un 45% de las flores cuajan y producen frutos, y de que se desarrolla por término medio una semilla por fruto. Descontando aquéllas vanas o que no desarrollan embrión, las afectadas por hongos o las comidas por insectos, hasta un 55,4% de las semillas tendrían una apariencia sana (n = 148 semillas).

En algunos ejemplares secos de buena talla, con diámetros basales de la cepa de aproximadamente 3 cm, se han podido contar anillos de crecimiento, calculándose edades que estarían en torno a los 30-35 años.

Durante el desarrollo del proyecto Atlas de Flora Amenazada se procedió a establecer una parcela de seguimiento demográfico de la población orcense, constituida inicialmente por 200 pies, y que se ha visitado desde 2002 en varias campañas anuales sucesivas (Prados *et al.*, 2009). La parcela ha sufrido una discreta pero continua merma de efectivos durante las cuatro transiciones analizadas, lo que lleva a prever

cierto declive poblacional (media de $\lambda = 0,969$). Los valores de las elasticidades subrayan el papel crítico que juega la supervivencia de los reproductores de mayor talla en el futuro de la población. Aunque no aparece en el horizonte riesgo alguno de extinción de la población a corto o medio plazo, sí se ha podido determinar la vulnerabilidad de ésta a una reducción considerable de efectivos en la próxima década (Prados *et al.*, 2009).

Conservación y gestión

Los riesgos principales para la persistencia del “bujé”, nombre local por el que se conoce a veces *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* en Granada, se deben a la artificialización de sus hábitats. El tránsito de vehículos, el pisoteo o el paso del ganado se han citado como elementos de amenaza. En Orce se halla por las inmediaciones de numerosos cortijos-cueva, muchos de ellos rehabilitados para turismo rural: la planta tiene allí un hábitat semiurbano, muy expuesto a los cambios de uso. El proyecto de eventual ampliación de la carretera A-317 amenazaría la exigua población de Puebla de Don Fadrique. En Fonelas su estado de conservación actual es bueno, sin que se observe por el momento presencia de ganado, o al menos en cantidad suficiente. Esta población vive en una finca de propiedad pública, en parte repoblada de pinos, lo que pudo mermar su extensión en el pasado.

Ninguno de los territorios que ocupa la planta forma parte de un área protegida ni será integrante de algún LIC. Su gestión *in situ* se limita, por el momento, a la vigilancia por los técnicos de conservación de la Red de Jardines Botánicos de Andalucía y a la prevención de impactos severos sobre las poblaciones. Así, se ha intervenido para modificar el proyecto de obra de la A-317 y el Plan General de Ordenación Urbana de Orce, a fin de que la ampliación de la zona urbana no se hiciera a costa de la ocupación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus*.

Hay accesiones de semillas de las tres poblaciones en el Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz (Jardín Botánico de Córdoba) y el personal de la Red de Jardines Botánicos de Andalucía ha llevado a cabo diversas experiencias sencillas de manejo de la planta, como, por ejemplo, pequeñas siembras y plantaciones experimentales en parcelas de ensayo o traslocaciones de individuos procedentes de una obra autorizada en terrenos privados (L. Gutiérrez com. pers.).

El taxon se halla catalogado por la Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna Silvestres de Andalucía dentro de la categoría “especie en peligro de extinción”. Pese a que no hay en el futuro más próximo un calendario para aprobar el Plan de recuperación de la planta en Andalucía (C. Rodríguez-Hiraldo com. pers.), su inclusión en el catálogo andaluz ha promovido el estudio y cierta monitorización de sus poblaciones desde

2003. Se ha sugerido crear alguna microrreserva para esta planta y vallar ciertos enclaves para mantenerlos a salvo de la herbivoría (Hernández Bermejo *et al.*, 1999).

Como sucediera con las poblaciones manchegas, la planta no está recogida dentro de legislación alguna de ámbito español o europeo, y debería al menos incluirse en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Recientemente, la subsp. *pseudocytisus*, a la que se habían asignado hasta ahora estas poblaciones, ha sido catalogada en la Lista Roja con la categoría UICN de “En Peligro” [EN B2ab(ii,iii), Moreno, 2008].

Poblaciones marroquíes y argelinas

En el norte de África *Vella pseudocytisus* está representada por una subespecie distinta (*glabrata* Greuter), salpicada por ambientes esteparios en el ámbito del Atlas Medio, entre Marruecos y Argelia. Su acusada semejanza morfológica con otras subespecies solo se interrumpe por la laxa e irregular pilosidad de sus hojas, con cerdas rígidas repartidas por el haz y el envés (incluso por el contorno, con lo que pueden verse pliegos marroquíes identificados en los herbarios como subsp. *pau*).

El grado de conocimiento de las poblaciones norteafricanas es bajo, y no se han emprendido tampoco estudios aplicados tendentes a precisar su biología de la conservación.

Corología y hábitat

El “queçdir” o “agezdir” vive en Marruecos por el Atlas Medio oriental y las parameras del alto Valle del Mouluya, así como en la región argelina de El-Aricha (Figura 4.7). Las localidades que actualmente se conocen delimitan una franja amplia, en la que una exploración botánica intensiva depararía probablemente el descubrimiento de nuevas poblaciones debido a la aparente abundancia de ambientes favorables (Gómez Campo, 1981).

Las citas marroquíes se basan en recolecciones por el entorno de las localidades de Midelt, Taouerda, Enjil y Boulemane, en altitudes entre 1.400 y casi 2.000 m. En esas parameras muy continentales, de ombroclima semiárido y generalmente sobre litosuelos o suelos de pobre desarrollo, se observa *Vella pseudocytisus* subsp. *glabrata* en enclaves salpicados dentro de una matriz paisajística muy heterogénea. Los cultivos cerealísticos fragmentan el territorio y la planta aparece en campos abandonados y laderas dedicadas a la ganadería extensiva, aunque nunca ocupa todos los hábitats potenciales y deja grandes distancias entre unos núcleos y otros.

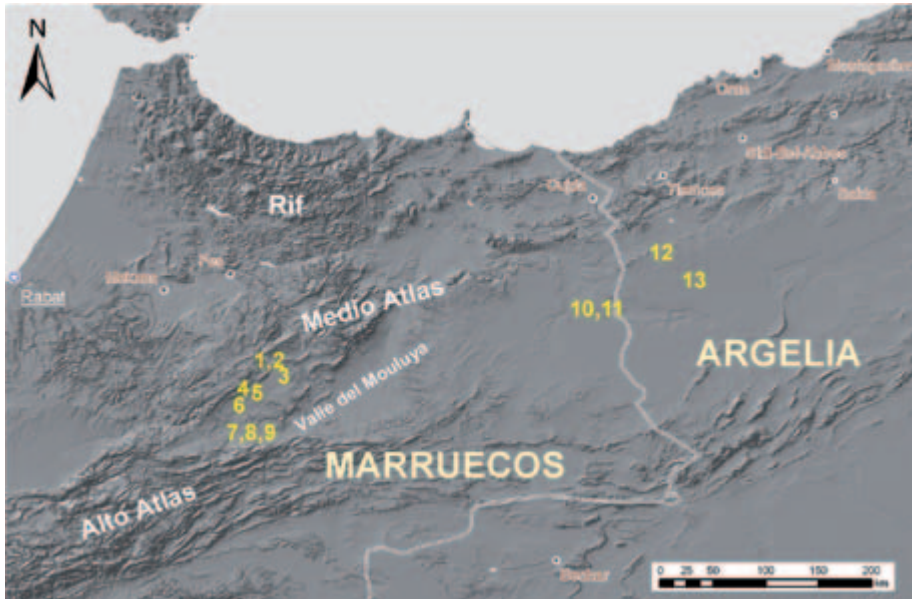


Figura 4.7. Localidades conocidas de *Vella pseudocytisus* subsp. *glabrata* en el norte de África (base cartográfica SRTM Shaded Relief, ESRI): 1. Marruecos: Boulemane, junto a la carretera hacia Midelt, 1924 m, Leg. *M. Fernández-Mazuecos & J.C. Moreno*, 17-V-2008 (herb. UAM); 2. Marruecos: Boulemane, junto a la carretera hacia Ifkern. 1795 m, Leg. *A. Charpin et al.*, 12-VI-1980 (MA 227544); *M. Fernández-Mazuecos & J.C. Moreno*, 17-V-2008 (herb. UAM); 3. Marruecos: alrededores de Enjil (Jahandiez y Maire, 1932); 4. Marruecos: estepas sobre la meseta de Taïchat, entre los montes Taghzeft y Larais, 1700 m (Litardière y Maire, 1931); 5. Marruecos: Taouerda, entre Midelt y Boulemane, 1570 m, estepa, Leg. *J. Lewalle*, 28-X-1987 (MA 521224, MA 510543); 6. Marruecos: entre Bulojul y Juhat, *J. Charco* (v.v.); 7. Marruecos: entre Midelt y Zeïda, 1500 m. Leg. *F. Suárez & M. Calero*, IV-2010 (herb. UAM); 8. Marruecos: entre Midelt y el Oued Ansegmir, Leg. *J. Molero Briones & J. Vicens Fandos*, 1-VI-1991 (BCN); 9. Marruecos: Midelt, Bled Bel Ahsane, 1400 m, pedregales desérticos, Leg. *E. Jahandiez*, 3-V-1925 (MA 45976); 10. Marruecos: entre Chott El-Gharbi y El-Kesdir, Chott El-Mehaïa hacia Oglá Berasia (Cosson, 1882-90); 11. Marruecos: sur de Ain Benimathar, junto a la frontera con Argelia (Gómez-Campo, 1981); 12. Argelia: altas mesetas al oeste de El-Aricha (Quézel y Santa, 1963); 13. Argelia: sur de El-Aricha, hacia el río El-Harmel y Chott El-Gharbi (Cosson, 1882-90).

En los alrededores de Boulemane hemos podido observar la planta entre 1.800 y 1.930 m de altitud, en terrenos cascajosos y laderas, siempre en relieves planos o convexos, y dejando libres los fondos de valle o depresiones demasiado arcillosas. El suelo tiene una matriz margosa que deja ver cantos carbonatados.

Formaba manchas discontinuas, con subpoblaciones que contaban con unos pocos centenares de matas, a menudo comidas por el ganado (cabras y ovejas) y que no superaban el medio metro de altura (Figura 4.8). La fisonomía de estos matorrales xerofíticos recordaba a la vegetación de paramera del Sistema Ibérico, con varias especies pulviniformes, leñosas y espinescentes diseminadas, que no alcanzaban nunca una gran cober-

tura. Su encuadre fitosociológico podría estar en la alianza *Xeroacantho-Erinaceion* (*Erinaceetalia anthyllidis*, *Rosmarinetea officinalis*). Por su altitud, piso bioclimático y acompañantes, el pítano en Marruecos viene a recordarnos esa vieja regla geobotánica que dice que, conforme se viaje hacia el Sur, las mismas especies y comunidades vegetales deben buscarse en cotas progresivamente más altas.

En los inventarios se repiten estas especies con asiduidad:

Erinacea anthyllis Link

Bupleurum fruticosum subsp. *spinosum* (Gouan) O. Bolòs & Vigo

Astragalus armatus Willd.

Rhamnus lycioides Brot.

Thymelaea virgata (Desf.) Endl.

Artemisia herba-alba Asso

Koeleria vallesiana (Honckeny) Gaudin

Festuca hystrix Boiss.

En Argelia, donde se la ha situado con frecuencia bajo el género *Pseudocytisus* Kuntze, se conoce la presencia de la planta en los páramos de la región de El-Aricha y del gran lago salado conocido como Chott El-Gharbi, en altitudes que deben estar en torno a los 1.000-1.200 m. También se ha citado en zonas limítrofes de Marruecos, al sur de Ain Benimathar. La población local utiliza la planta para alimentar al ganado ovino por sus propiedades antiparasitarias, y su aceite esencial se emplea en la medicina tradicional (Bendimerad *et al.*, 2005).



Figura 4.8. Formaciones abiertas del arbusto en las cercanías de Boulemane, Marruecos (Foto: Mario Fernández-Mazuecos).

Estado de Conservación

La declaración de medidas legislativas encaminadas a proteger la subespecie en el norte de África es todavía una tarea pendiente. Mohamed Fennane (com. pers.) señala que no hay en el presente iniciativa alguna en Marruecos para la conservación del taxon. Este botánico ya la había señalado como especie Rara en el catálogo de la flora amenazada o endémica de Marruecos (Fennane y Ibn Tattou, 1998). Actualmente se conservan semillas de la subespecie recolectadas en la región de Midelt en el banco de germoplasma de la E.T.S. de Ingenieros Agrónomos de Madrid.

Tampoco en Argelia se habrían realizado estudios detallados sobre la distribución de la planta y entidad de sus poblaciones. No recibe protección legal, aunque sí se conoce su gran rareza en el noroccidente del país (Quézel y Santa, 1963; A. Hirche com. pers.).

En resumen, su aparente escasez por todo el área y los impactos observados en las poblaciones de *Vella pseudocytisus* subsp. *glabrata*, tales como la roturación de tierras y una intensa presión ganadera, hacen prever que la planta podría estar sometida a cierto grado de amenaza. Sin embargo, la carencia de información corológica y demográfica actual sólo permitiría incluir la subespecie en la categoría UICN de Datos Insuficientes (DD). A la vista de que se siguen descubriendo nuevas poblaciones en la península Ibérica, un territorio mucho mejor explorado, nos permitimos aventurar que una de las medidas de conservación más efectivas y urgentes para las poblaciones norteafricanas sería la de emprender exploraciones botánicas detalladas.

Agradecimientos

A los colegas Jesús Charco (CIAMED, Ciudad Real), Emilio Blanco (Estudio de Botánica, Madrid), Josefa Prados (Jardín Botánico de Córdoba), Daniel Sánchez-Mata (Universidad Complutense de Madrid), Carlos Salazar (Universidad de Jaén), Djamel Baali-Cherif (Laboratoire de Recherche sur les Zones Arides, USTHB/INA, Argel), Azziz Hirche (Universidad de Argel), Mohamed Fennane (Universidad de Rabat), Carmen Rodríguez-Hiraldo (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía) y Leonardo Gutiérrez (Red Andaluza de Jardines Botánicos, Junta de Andalucía), cuya información fue muy valiosa para resolver carencias y aclarar dudas. Parte de los resultados expuestos se han obtenido con proyectos financiados por las comunidades de Castilla-La Mancha y de Andalucía (proyecto Fame), y por el Ministerio de Medio Ambiente. Nuestro desaparecido amigo Quico Suárez nos informó de nuevas localidades marroquíes de la planta encontradas durante sus correrías buscando bisbitas y alondras.

Referencias

- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S., eds. (2004). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Taxones prioritarios*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Bendimerad, M., Bendiad, S.A.T., Benabadji, A.B., Fernández, X., Valette, L., Lizzani-Cuvelier, L. (2005). Composition and antibacterial activity of *Pseudocytisus integrifolius* (Salisb.) essential oil from Algeria. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53: 2947-2952.
- Benito, M., Calleja, J.A., del Valle, E., Domínguez, F., Galicia, D., Hernández Bermejo, E., Herrera Molina, F., Moreno, J.C., Prados, J., Sainz, H., Sánchez, R., Vivero, J.L. (2004). *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus*. En: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Taxones prioritarios*: 870-871. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Cosson, E.S.C. (1882-90). *Illustrationes florae Atlanticae. Volumen I*. Paris.
- Domínguez, F., Moreno, J.C., Sainz, H. (2005). Biological properties of the endemic and threatened shrub in Iberia *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo (Cruciferae) and implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 13: 17-30.
- Escudero, A., Carnes, L.F., Pérez García, F. (1997). Seed germination of gypsophytes and gypsosvags in semi-arid central Spain. *Journal of Arid Environments* 36: 487-497.
- Fennane, M., Ibn Tattou, M. (1998). Catalogue des plantes vasculaires rares, menacées ou endémiques du Maroc. *Bocconea* 8: 5-243.
- Fernández-Mazuecos, M. (2007). *Dinámica poblacional y conservación de Vella pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus* en ambientes semiáridos del valle del Tajo. Proyecto fin de carrera. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.
- Fernández-Mazuecos, M., Moreno, J.C., Domínguez, F. (2007). Demografía de plántulas en la población castellana de *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus*. *Libro de resúmenes del III Congreso de Biología de la Conservación de Plantas. Puerto de la Cruz, Tenerife. 25-28 de septiembre de 2007*: 139.
- Gómez Campo, C. (1981). Taxonomic and evolutionary relationships in the genus *Vella* L. (Cruciferae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 82: 165-179.
- Hernández Bermejo, E., Vivero, J.L., Prados, J. (1999). *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus*. En: Blanca, G., Cabezudo, B., Hernández Bermejo, J.E., Herrera, C.M., Molero Mesa, J., Muñoz, J., Valdés, B. (eds.), *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía. Tomo I: Especies en Peligro de Extinción*: 290-293. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Iriondo, J.M., Albert, M.J., Bañares, Á., Escudero, A., de la Cruz, M., Domínguez, F., García, M.B., Marrero, M., Moreno, J.C., Sainz, H., Torres, E. (2001). *Atlas de Flora Amenazada. Manual de metodología*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

- Jahandiez, E., Maire, R. (1932). *Catalogue des plantes du Maroc (Spermatophytes et Ptéridophytes)*. Tome deuxième: dicotylédones archichlamydées. Imprimerie Minerva, Alger.
- Litardière, R., Maire, R. (1931). Contributions a l'étude de la flore du Maroc. Fascicule 2. *Mémoires de la Société des sciences naturelles du Maroc* 26: 1–56.
- Maselli, S., Pérez García, F., Aguinagalde, I. (1999). Evaluation of seed storage conditions and genetic diversity of four crucifers endemics to Spain. *Annals of Botany* 84: 207-212.
- Menéndez Amor, J. (1943). Un endemismo español. *El Monitor de la Farmacia y de la Terapéutica* 1327: 3-23.
- Moreno, J.C., coord. (2008). *Lista Roja 2008 de la flora vascular española*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino – SEBCP, Madrid.
- Moritz, C.C., Lavery, S., Slade, R. (1995). Using allele frequency and phylogeny to define units for conservation and management. *American Fisheries Society Symposium* 17: 49-262.
- Pavlik, B.M., Nickrent, D.L., Howald, A.M. (1993). The recovery of an endangered plant, I. Creating a new population of *Amsinckia grandiflora*. *Conservation Biology* 7: 510-526.
- Prados, J., Herrera, F., Hernández Bermejo, J.E., Domínguez, F., Calleja, J.A., Sainz, H., Moreno J.C., Albert, M.J. (2009). *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus*. En: Iriondo, J.M., Albert, M.J., Giménez Benavides, L., Domínguez, F., Escudero, A. (eds.), *Poblaciones en peligro: viabilidad demográfica de la flora vascular amenazada de España*: 183-186. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Quézel, P., Santa, S. (1963). *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Editions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.
- Sainz Ollero, H., Hernández Bermejo, J.E. (1979). Experimental reintroductions of endangered plant species in their natural habitats in Spain. *Biological Conservation* 16(3): 195-206.
- Soria, S. (1997). *Clepsis laetitiae* sp. n., una nueva especie del género *Clepsis* Guenee, 1845 (*Lep. Tortricidae*) en Aranjuez (España). *Boletín Sanidad Vegetal. Plagas* 23: 63-71.
- Toledo Palma, J.L., Ruíz Fernández, J., Alegre Álvaro, J., Mora Rodríguez, O., Martínez Fernández, A. (1997). Estudios para la introducción de las especies *Vella spinosa* y *Vella pseudocytisus*. *Boletín Agrario (Madrid)* 9: 47-50.
- Valle, E. del (2003). *Introducción al análisis demográfico y al éxito reproductivo de Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* en el centro de la península Ibérica. Memoria del Diploma de Estudios Avanzados. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.
- Viejo, J.L. (2005). *Clepsis laetitiae* Soria 1997. En: Verdú, J.R., Galante, E. (eds.), *Libro Rojo de los Invertebrados de España*: 245. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.

Capítulo 5. Distribución, censo y hábitat potencial

Daniel Goñi
Aranzazu Campo Borau

Resumen

Conocer la distribución detallada de una especie permite una correcta gestión de todas las actividades que se realicen en el territorio y que puedan afectarla, sirve para estimar el tamaño poblacional a partir de la densidad y permite testar algunas hipótesis sobre el hábitat potencial. En este capítulo se han realizado mapas muy detallados de presencia y de ausencia de arnachilla gracias a sucesivas prospecciones llevadas a cabo por numerosas personas, tratando finalmente la información mediante Sistemas de Información Geográfica. De esta manera, se establece que *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* tiene 4 núcleos poblacionales y ocupa un total de 36 cuadrículas de 1 km².

El tamaño poblacional que se obtiene mediante censos es por sí sólo un indicador del grado de amenaza, pero además es determinante para los resultados de los análisis de viabilidad poblacional, ya que las proyecciones demográficas varían según el tamaño poblacional inicial que se establezca. Se ha estimado el tamaño poblacional multiplicando la superficie ocupada por la densidad, obtenida ésta de un muestreo en 8 parcelas. Con las debidas precauciones por el bajo número de parcelas de densidad utilizadas, se estima un tamaño de aproximadamente 1.500.000 individuos.

El hábitat potencial es el rango ecológico en el que se presupone que puede establecerse la especie. Es importante conocerlo para entender su distribución actual, guiar nuevas prospecciones y orientar posibles reintroducciones u otras acciones de manejo en el medio natural. Una primera aproximación ha sido la observación de los ambientes en los que vive la planta y su descripción. Además, se han estudiado algunas variables ecológicas mediante técnicas de SIG, para tener un conocimiento más objetivo sobre la importancia de la pendiente, la orientación, la altitud y la geología en la distribución de la arnachilla. De todos éstos, se ha identificado la geología como el factor más influyente, ya que la planta selecciona lugares con margas yesíferas y yesos del terciario.

Abstract

The accurate knowledge of species area of occupancy is fundamental to allow an effective management implementation in the whole territory. In addition to that, improving the knowledge of area of occupancy is useful to estimate population size using density values. What is more, it is the basic information to produce sounded hypotheses in relation to potential habitat occupation. For the present work, very accurate maps have been produced for the area of occupancy of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. We use data gathered from several prospecting campaigns carried out for different teams across years. Then, we managed this information using GIS tools. Results indicate that the spatial distribution of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* consists of four different population nuclei, with a total area of occupancy of 36 squares of 1 km².

Initial population censuses are reliable threat indicators. In addition, these data are essential for Population Viability Analysis. Population size for this plant is estimated according to density values derived from 8 field plots. Thus, total population size is estimated around 1.500.000 plants. At present, this figure needs caution because it draws from a very low number of sampled plots.

We defined potential habitat as the ecological width where the plant can establish. Mapping potential habitat may serve several purposes: It allows analysis of current range size, or offers guidelines for new prospecting and finally may help to localise possible reintroduction sites and other required management actions. First, we described and analysed habitat types for the plant, then we studied the association of some environmental variables using GIS techniques. In this way, we were able to gauge the effect of slope, aspect, elevation and geology on distribution range of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. Results show the most important factor is geology, and the plant selects for sites with gypsum-marl or Tertiary gypsum substrata.

Introducción

Conocer el tamaño poblacional de una especie es el primer paso en los esfuerzos por la conservación de la misma. De hecho, las observaciones sobre el número de poblaciones, la extensión de presencia, el área de ocupación y el número de individuos es lo que nos lleva a considerar inicialmente una especie como rara o amenazada, y por lo tanto a centrar en ella nuestro foco de atención. Estas primeras observaciones generalmente se realizan de forma no sistemática, a veces casual, en el contexto de estudios florísticos de una zona, etc. Pero, llegado el momento de encarar la gestión de una especie para su conservación, se debe llevar a cabo una prospección sistemática del territorio, delimitando con la mayor precisión posible aquellas áreas ocupadas y aquellas no ocupadas por la planta. De esta forma se genera una cartografía susceptible de ser tratada con un Sistema de Información Geográfica. De esta información se pueden obtener tres utilidades principales:

- a) conocer con exactitud la ubicación de la planta para informar y autorizar o no actividades sobre el territorio;
- b) tener un dato de calidad sobre el área de ocupación que puede ser utilizado directamente para realizar el diagnóstico de amenaza o también para estimar el número de individuos multiplicándolo por la densidad (criterios para listas rojas, UICN, 2001);
- c) al haberse recogido datos de ausencia y presencia, se trata de una variable binaria que se puede relacionar con otras variables ecológicas y construir modelos sobre selección del hábitat, que finalmente pueden llevar a realizar mapas de idoneidad del hábitat o hábitat potencial.

En el caso de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, en el período de los años 1993 a 1996, se realizaron ya prospecciones sistemáticas por parte de un equipo de la Universidad Autónoma de Madrid (Sainz-Ollero *et al.*, 1996; Domínguez, 2000). De forma un tanto pionera, este equipo ya fue tomando datos tanto cuando se detectaba la población como cuando no se detectaba. Se prospectaron también localidades donde había citas más o menos antiguas de la planta (Tramacastilla y Calatayud). Posteriormente, otra campaña llevada a cabo por LARRE en 2005 completó la prospección tanto en los alrededores de las poblaciones conocidas como en las dos localidades con citas antiguas que se han mencionado. En esta última campaña de prospección el detalle aumentó, pudiéndose realizar mapas donde los límites de la población son reales. Hay que hacer mención también a la importante labor de campo llevada a cabo por los Agentes de Protección de la Naturaleza y el equipo de biodiversidad del Servicio Provincial de Teruel, entre las dos fases de prospección mencionadas, ya que ampliaron considerablemente el límite conocido de la población al sur de Teruel. Una primera parte de este capítulo explica los métodos con los que se han elaborado los mapas y los resultados de número de poblaciones, subpoblaciones, superficie ocupada y superficie descartada que ello conlleva.

Los datos finos de superficies con presencia y con ausencia han dado lugar a poder hacer una estimación del tamaño poblacional, a partir de estimaciones de densidad por transectos que se realizaron a finales de los años noventa (Domínguez, 2000). Es importante tener en consideración este dato, pues aunque podría, y tal vez debería, afinarse mediante un muestreo más representativo de las superficies existentes, condiciona todas las interpretaciones sobre problemática de conservación que se puedan extraer de los estudios en los diferentes apartados (genética, dinámica poblacional...).

También se ha aprovechado la calidad de los datos de presencia y ausencia de la especie en dos ámbitos bien prospectados para elaborar unos sencillos modelos de selección de hábitat basados en Sistemas de Información Geográfica (Johnston, 1998; Guisan y Zimmermann, 2000) cuya

metodología de elaboración y resultados se explican en la última parte de este capítulo.

Distribución y censo

Metodología

Los datos de localización de las poblaciones se han obtenido en dos proyectos diferentes llevados a cabo por distintos equipos, por lo que también las metodologías fueron diferentes.

El primero de ellos tenía un afán principalmente exploratorio, por lo que las prospecciones fueron muy extensivas, llegándose a obtener la información de 83 cuadrículas UTM de 1 km de lado (37 al sur de Teruel, 32 al norte, 3 en Tramacastilla y 11 en Calatayud). En estas prospecciones, además, la presencia se señaló con mayor precisión que la mera presencia en la cuadrícula, elaborando mapas de puntos allí donde se tenía constancia de los núcleos.

Además de la corología detallada, Domínguez (2000) también aporta datos de tamaño poblacional. Estos datos, sin embargo, han quedado superados al haberse encontrado más núcleos y extendido considerablemente el área conocida tras las prospecciones de 2005.

En 2005 se realizaron prospecciones intensivas en las poblaciones al norte y al sur de Teruel que ya eran conocidas gracias al trabajo previo. En estas prospecciones se utilizaron ortofotografías aéreas a escala 1:10.000 como soporte básico del trabajo de campo, y con apoyo del GPS para la correcta ubicación de cada uno de los prospectores, se realizaron recorridos durante 5 días por parte de tres personas, en los que se fue “batiendo” la zona, marcando los “parches” de terreno recorridos con diferentes colores según se hubiera detectado o no la presencia de *V. pseudocytisus*. Uno de los esfuerzos más “especiales” que tuvimos que realizar fue el de prospectar los ribazos (taludes o bandas artificiales entre cultivos, generalmente para salvar la pendiente entre parcelas) en la población de Villel. En esta población la especie es muy abundante en este tipo de hábitat. Sin embargo, la peculiaridad es la forma lineal del mismo. Los campos se disponen a modo de terrazas en las vales, y en una misma “val” puede haber un buen número de ribazos, algunos en los que hay individuos de arnachilla y otros en los que no. Por ello, se tuvieron que marcar sobre la ortofotografía los ribazos con y los ribazos sin *Vella pseudocytisus*. Se prospectaron en total, para las poblaciones al sur y al norte de Teruel, 42 cuadrículas, de las cuales 24 corresponden a las prospectadas con presencia en los proyectos anteriores. Además de las prospecciones en las poblaciones conocidas y

sus alrededores, se realizaron también búsquedas en Tramacastilla (6 cuadrículas más) y en Calatayud (32 cuadrículas más).

La información cartográfica así obtenida se digitalizó posteriormente. En las poblaciones de Cuevas Labradas, Villalba Baja y Puente del Alfambra no hubo una dificultad especial, ya que de las manchas dibujadas en el campo se derivaban sin mayor problema los polígonos a dibujar para elaborar una cobertura digital. Lo mismo se puede decir para las áreas prospectadas en Calatayud y Tramacastilla.

Sin embargo, en la población de Villel se tuvo que recurrir a una técnica de SIG para poder digitalizar la cartografía de los ribazos. El proceso que se llevó a cabo fue el siguiente:

1. Se digitalizó como un gran polígono toda el área en el que se había detectado la presencia de *Vella*, incluidos los campos con sus ribazos.
2. Se digitalizaron los campos de cultivo (junto con los ribazos) y con esta capa se recortó la anterior, eliminando las superficies de campos. Así se obtuvo una cobertura de toda la superficie ocupada por *Vella* en "laderas", pero sin ribazos.
3. Se elaboró una capa de líneas digitalizando como líneas los ribazos en los que se había detectado la presencia de la especie (ya que su estrechez no permitía digitalizar polígonos).
4. Se convirtió automáticamente la capa de líneas en polígonos, dando una anchura de 2 metros a cada línea de "ribazo ocupado".
5. Se añadió la capa de polígonos "laderas" a la de "ribazos" obteniendo así la capa final de superficie ocupada por la población de *Vella pseudocytisus*. En esta capa resultante, cada polígono lleva como atributo la propiedad de ser ribazo o ladera.

Para estimar el tamaño poblacional (censo), se ha recurrido al método de multiplicar la superficie por la densidad. Los únicos datos de densidad que se tienen son los obtenidos por Domínguez (2000) en 8 transectos, lo cual, dada la extensión conocida actualmente, resulta un muestreo escaso que debería ser ampliado para que fuera más representativo. Los 8 transectos mencionados se reparten de 2 en 2 en los siguientes "sectores" de las poblaciones: Cuevas Labradas, Villalba Baja, Villel "laderas" y Villel "taludes" (= ribazos). A la hora de utilizar los valores de densidad, se ha obtenido la media de los dos valores de cada uno de los cuatro sectores y este valor medio de densidad se ha aplicado a la superficie de cada sector, obtenida de la capa cartográfica digital.

Corología detallada

Las prospecciones infructuosas en los diferentes proyectos han resultado en un total de 83 cuadrículas UTM de 1 km de lado en las que se ha buscado la planta sin éxito.

Se ha detectado la presencia de la planta en 36 cuadrículas UTM de 1x1 km. Por lo tanto, el área de ocupación medida con esta resolución de celda sería de 36×10^6 m². Sin embargo, la cartografía fina que se ha realizado nos permite conocer un dato de superficie de ocupación más real: 5.316.282 m².

Existen 4 poblaciones de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, ateniéndonos a la distribución espacial, que se disponen de norte a sur: 1) Cuevas Labradas; 2) Villalba Baja; 3) Puente del Alfambra; 4) Villel. Las dos primeras se hallan bastante próximas entre sí (aproximadamente 1 km), pero separadas topográficamente por una elevación bastante visible (Cabezo Agudo) que corresponde a un afloramiento de calizas; por ello, podría considerarse que una cierta discontinuidad de hábitat apoya la consideración por separado de las dos poblaciones o núcleos (Figura 5.1). Entre la segunda y la tercera ya existe una distancia considerable (3,6 km) (Figura 5.2). La cuarta población (Villel) se encuentra mucho más al sur, a 14,2 km de la de Puente del Alfambra, con la ciudad de Teruel de por medio (Figura 5.3).

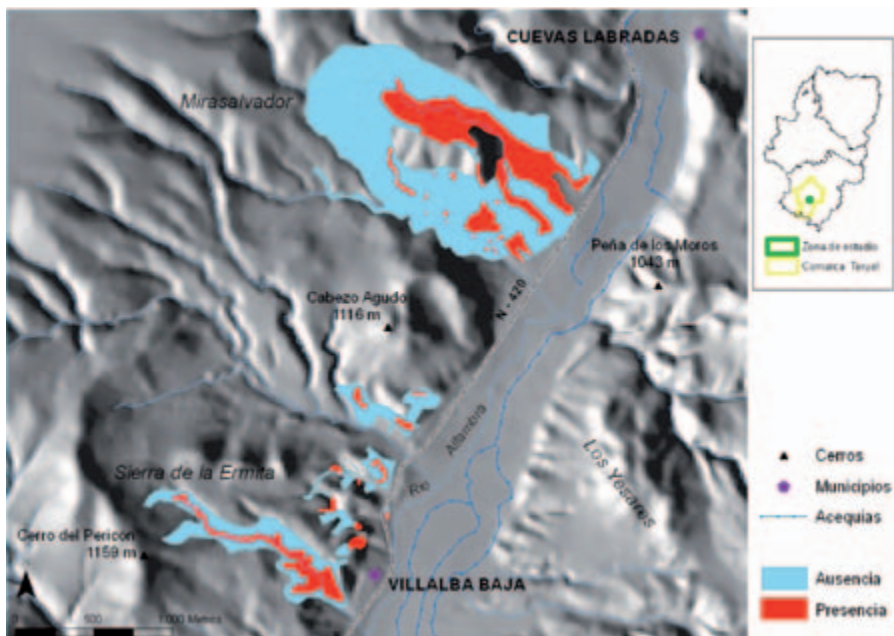


Figura 5.1. Mapa de distribución de las poblaciones de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en Cuevas Labradas y Villalba Baja en el valle del río Alfambra, al N de Teruel.

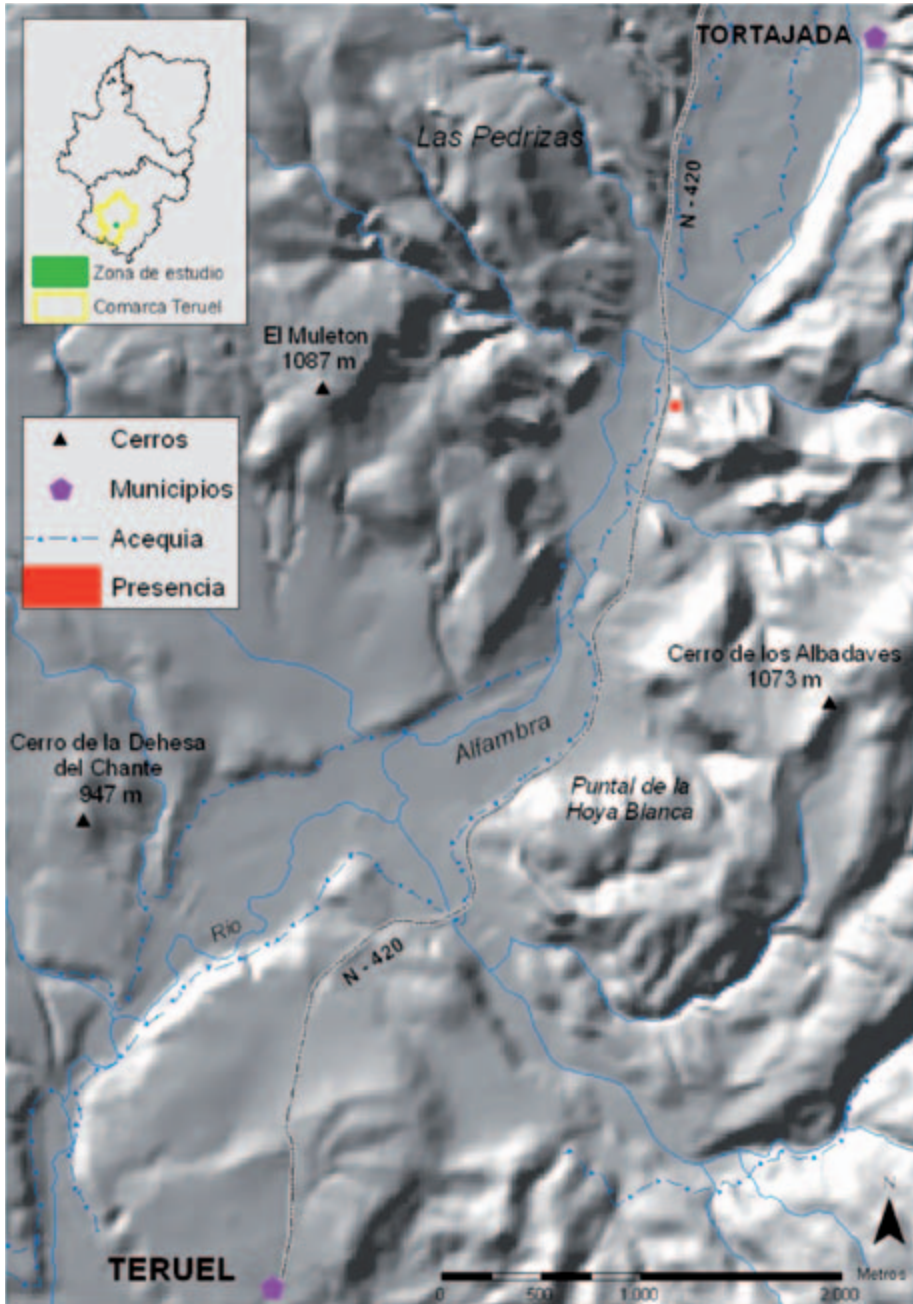


Figura 5.2. Mapa de distribución de la población de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* denominada como puente del río Alfambra, al N de Teruel.

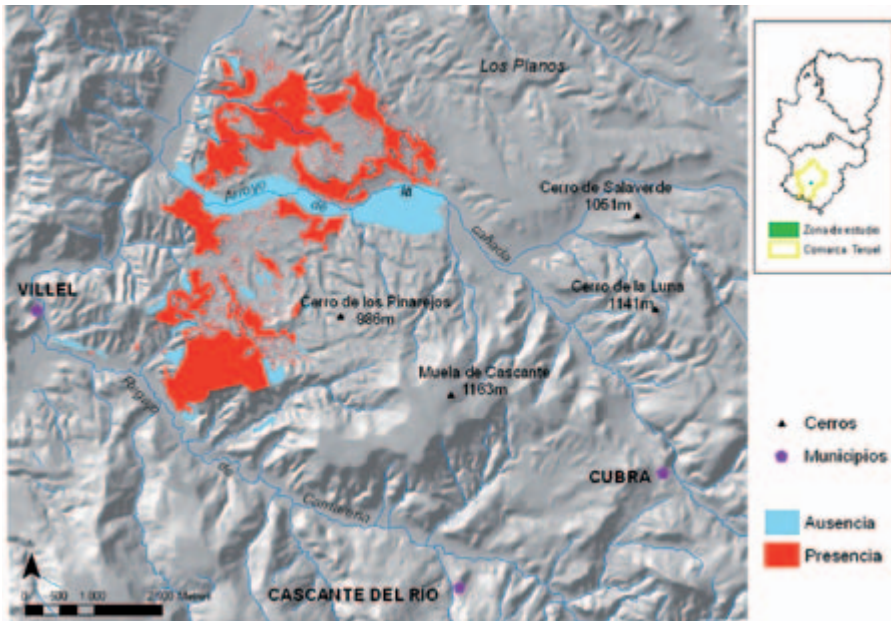


Figura 5.3. Mapa de distribución de la población de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en el Valle del río Turia, al S de Teruel.

- La población de Cuevas Labradas comprende 4 cuadrículas UTM de 1x1 km y tiene una superficie de 338.088 m². La ocupación del espacio se da de forma fragmentada. Hay un gran núcleo continuo (282.828 m²) en el barranco del Lloro, más cuatro “parches” medianos de entre 2.600 y 25.000 m², y 14 de menos de 1.000 m².
- La población de Villalba Baja se encuentra en 5 cuadrículas UTM de 1x1 km y tiene una superficie total de 117.662 m². Al igual que en la población de Cuevas Labradas, la distribución espacial es fragmentada, con una subpoblación de gran tamaño (82.974 m²) en el barranco de la Hoz o barranco Hocino (como lo denominan localmente en Villalba Baja) y 11 “parches” de entre 7.127 y 641 m² al NE del mismo.
- La población de Puente del Alfambra es muy pequeña. Ocupa solamente una cuadrícula UTM de 1x1 km y se trata de un único “parche” de 841 m².
- La población de Villed es la más grande de todas. Se encuentra en 26 cuadrículas UTM de 1 km² y ocupa un total de 4.602.302 m². La distribución espacial de los “parches” es de una gran continuidad. La estructura del paisaje condiciona la forma y disposición de estos “parches” ocupados por *V. pseudocytisus*. Este paisaje consta de tres unidades principales: 1) laderas de los cerros, 2) campos de cultivo, y 3) ribazos o taludes. En las laderas casi la totalidad de la superficie está ocupada

con una mayor o menor densidad por *V. pseudocytisus*. En los campos de cultivo está ausente y en los ribazos ocurre como en las laderas, que la mayor parte sí están ocupados. Por lo tanto, al contrario que en las poblaciones al norte de Teruel, aquí se puede decir que hay una matriz de vegetación natural con presencia de *V. pseudocytisus*, dentro de la cual se encuentran unos “parches” desocupados (los campos de cultivo) debido a la acción humana, aunque se ha constatado que la arnachilla puede colonizar los campos cuando éstos se abandonan.

Tamaño poblacional

A partir de los datos de superficie ocupada y de las estimaciones de densidad, se ha calculado el número de individuos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* que componen las cuatro poblaciones. La población de Puente del Alfambra, excepcional por su pequeño tamaño, ha podido ser censada mediante conteo directo.

El tamaño poblacional estimado para *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* es de 1.775.428 individuos. El dato se ha obtenido a partir de las superficies ocupadas cartografiadas para cuatro sectores diferentes, multiplicando por la densidad media obtenida a partir de dos transectos realizados en cada uno de los sectores. A las estimaciones de estos cuatro sectores se le añaden los 18 individuos de la población de Puente del Alfambra (Tabla 5.1).

Población	Área de ocupación (m ²)	Densidad media (ind/m ²)	N estimada (media)	N estimada (mín)	N estimada (máx)
Villel - laderas	4.602.302	0,29	1.334.668	644.322	2.025.013
Villel - ribazos (taludes)	257.389	1,07	275.406	241.943	308.867
Villalba Baja	117.662	0,62	72.362	17649	127.075
Cuevas Labradas	338.088	0,28	92.974	67.618	118.331
Puente Alfambra ⁽¹⁾	841		18		
TOTAL	5.316.282		1.775.428		

Tabla 5.1. Valores de superficie ocupada, densidad y tamaño estimado en las poblaciones de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. (1) El valor de N en la población de Puente del Alfambra se obtuvo mediante censo directo.

Para valorar este resultado hay que tener en cuenta que el tamaño muestral es muy pequeño para una superficie tan extensa. Por ello, el error cometido es de esperar que sea muy alto. Puesto que cada densidad media de un sector se ha obtenido de dos valores, podemos calcular la estimación de N de cada sector con el valor más bajo de densidad y con el valor más alto. De esta manera, obtendríamos una estimación del tamaño poblacional mínima de 971.535 individuos y máxima de 2.579.285. Dado

que la mayor parte de la superficie son laderas (donde se han registrado los valores más bajos de densidad) y que el rango de valores de densidad barajado es tan amplio, cabría decir, a falta de muestreos de densidad más representativos, que el tamaño poblacional de *Vella pseudocytisus* es “del orden de 1.500.000” individuos.

La población donde se encuentran la mayor parte de los individuos es la de Villel, con una estimación de 1.610.074 ejemplares. La aplicación de uno u otro valor de densidad a la superficie de laderas en Villel, marca las importantes diferencias entre máximos y mínimos de las estimaciones totales de tamaño (Tabla 5.1). La gran densidad de plantas en los ribazos de esta población hace que sea el segundo sector con más individuos, muy por encima incluso de la población de Cuevas Labradas, que suma más superficie.

En la población de Cuevas Labradas se estima un tamaño de 92.974 individuos, aunque teniendo en cuenta que la mayor parte de la superficie está ocupada por laderas, se podría pensar que el tamaño está sobreestimado y probablemente se encuentre más cerca del mínimo (Tabla 5.1).

En la población de Villalba Baja se estima un tamaño de 72.362 pies. En este caso, la ocupación por la especie del hábitat de talud o de ladera es bastante similar, por lo que es correcto utilizar un valor medio de las densidades muestreadas.

Por último, la población de Puente del Alfambra, con sus 18 individuos censados directamente, es la población más pequeña.

Hábitat potencial

Ecología

En las publicaciones previas sobre la ecología de la especie se coincide en que *V. pseudocytisus* forma parte de matorrales abiertos, con una cobertura vegetal baja, sobre sustratos miocénicos en los que está presente el yeso y en los que está acompañada entre otras por plantas gipsófilas como *Ononis tridentata*, *Gypsophila struthium* subsp. *hispanica*, *Herniaria fruticosa* o *Agropyron cristatum* (Sainz-Ollero *et al.*, 1996; Domínguez, 2000; Domínguez *et al.*, 2003).

Domínguez (2000) aporta más detalles sobre las particularidades de los hábitats que ocupa (vease también Capítulo 1). Para nuestro trabajo hemos diferenciado cuatro situaciones ecológicamente diferentes:

1. *Rupícola*. En la población de Villalba Baja, en el barranco de Hocino, la arnachilla llega a adoptar un comportamiento rupícola, pudiéndose encontrar individuos de gran tamaño y vigor. Está acompañada aquí por *Antirrhinum barrelieri* subsp. *litigiosum*, *Lepidium subulatum*, *Reseda luteola*, *Sedum sediforme* y *Herniaria fruticosa*.

2. *Laderas de acumulación*. En el resto de la población de Villalba Baja y en las poblaciones de Cuevas Labradas y Puente del Alfambra, la mayor parte de las plantas se encuentran en pendientes de aproximadamente 20°, debajo de los escarpes.
3. *Matorrales abiertos en laderas* con pendiente muy variable. Es el hábitat que predomina y que representa más superficie. Sobre todo es el hábitat principal en la población de Villel, pero también es importante en Cuevas Labradas. Estos matorrales tienen una constitución muy condicionada por el ganado, ya que son zonas intensamente pastadas. Son abundantes *Genista scorpius*, táxones del género *Helianthemum*, *Rosmarinus officinalis*, *Salvia lavandulifolia* y *Thymus vulgaris*, a los que acompañan también gipsófitos como *Ononis tridentata*, *Gypsophila struthium* subsp. *hispanica* o *Lepidium subulatum*.
4. *Ribazos*. En la población de Villel, coloniza con gran éxito las lindes entre campos y los pequeños taludes entre parcelas de cultivo en vaguadas aterrazadas. En muchos de estos ribazos llega a ser la planta dominante. En este ambiente suele estar acompañada por plantas ruderales: *Erodium cicutarium*, *Marrubium supinum*...

Dentro de la clasificación de los hábitats de Aragón (Benito, 2007), estos hábitats entrarían dentro del epígrafe 15.923: Matorrales de asnallo (*Ononis tridentata*), de suelos arcillosos yesíferos. Se adscriben a este hábitat los sintáxones *Erico-Thymelaeetum tinctoriae* (Br.-Bl. et al.) A. & O. Bolòs 1950 *ononidetosum* y *Ononidetum tridentatae* Br.-Bl. & O. Bolòs 1957. Estos matorrales representan el tipo de Hábitat de Interés Comunitario 1520: Vegetación gipsícola ibérica (*Gypsophiletalia*) prioritario.

Además de estos estudios, las observaciones tal vez algo intuitivas en el campo siempre han sugerido que la geología era muy particular, ya que, por ejemplo en Villel, al pasar a los yesos grises más duros se dejaba de ver la especie completamente, y lo mismo ocurría con el cerro calizo que separa las poblaciones de Cuevas Labradas y Villalba Baja. Todo ello, unido a la comparación de la distribución conocida con el mapa geológico llevó a elaborar la hipótesis de que el tipo de formación geológica era un factor determinante para explicar la distribución de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* (J.M. González com. pers.).

Hábitat potencial

Con el objetivo de explorar la idoneidad de los lugares próximos a las poblaciones para albergar individuos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en posibles introducciones, se estudiaron unas variables que pudieran definir el hábitat potencial. Como se ha visto en las descripciones sobre la eco-

logía, los factores que aparentemente están más asociados con la presencia de la planta son el sustrato geológico, la pendiente (en las poblaciones del N de Teruel) y el pastoreo.

Se eligieron variables fáciles de obtener y que definen el medio físico: altitud, pendiente, orientación y geología. Las variables asociadas al pastoreo son más difíciles de conseguir y se dejaron aparte al elaborar estos mapas, aunque creemos que darían una información complementaria muy valiosa. Es más, para un estudio riguroso del hábitat potencial que pretendiese explicar el porqué de la distribución actual, habría que introducir en los modelos muchas más variables relacionadas con los “usos del suelo” como la vegetación, distancia a infraestructuras, vocación agrícola o ganadera, historia de gestión, etc.

El estudio se realizó de forma separada para la población de Villel y para las del norte de Teruel. Se hizo así porque *a priori* parecía que podría haber diferente selección de las variables en cada zona. Por ejemplo, para la pendiente, las observaciones ecológicas apuntan a que en Villalba Baja/Cuevas Labradas la especie se encuentra en pendientes elevadas, mientras que esto no parece ser así en Villel. Así pues se eligieron dos ámbitos, el de Villalba Baja/Cuevas Labradas y el de Villel, que coinciden con el rectángulo de los mapas de hábitat potencial elaborados (Figuras 5.5 y 5.6). El ámbito de Villalba Baja/Cuevas Labradas tiene 24.688 ha, mientras que el de Villel ocupa 26.210 ha.

Para cada uno de estos ámbitos, se construyó una capa *raster* que representa los valores de cada variable. Los datos de estas capas se obtuvieron de dos formas: la geología se digitalizó del Mapa Geológico de España a escala 1:50.000, convirtiendo posteriormente los polígonos a información de celdas. La pendiente, altitud y orientación se obtuvieron a partir de un Modelo Digital del Terreno. La resolución disponible permitió que el tamaño de celda fuese bastante pequeño (20 m²) lo cual es coherente con el ámbito de estudio, que no es muy amplio. Los mapas de presencia y ausencia de la planta se convirtieron también de formato vectorial a formato *raster*, y de esta forma se trabajó con las celdas del tamaño indicado como “casos”.

Sobre este mapa se muestrearon al azar 100 puntos (celdas) dentro de la población y 100 puntos fuera de la misma. Se ensayaron también otros esfuerzos de muestreo con lo que se comprobó que éste era suficientemente representativo. De esta forma se obtienen 200 casos, cada uno de los cuales tiene un valor de presencia/ausencia de *Vella pseudocytisus*, de pendiente, de orientación, de altitud y de sustrato geológico. La esencia de los diferentes tipos de aproximación que hemos utilizado es siempre ver la relación de una o varias de las variables ecológicas (o independientes) con la variable de respuesta (dependiente) binaria de presencia o

ausencia de la planta. Este tipo de métodos se vienen desarrollando cada vez más en la península Ibérica, con el objetivo de mejorar la conservación de flora amenazada (Draper *et al.*, 2003; Benito y Peñas, 2006; Marco *et al.*, 2008).

Valor de selección de las variables y regresión logística

Para ver cuál es el valor de selección de estas variables se han comparado las distribuciones de frecuencias de dichas variables en las áreas ocupadas por *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* con las distribuciones de frecuencias en el conjunto del ámbito. Las variables cuantitativas se han categorizado en rangos. Las comparaciones de frecuencias se han realizado mediante tests de bondad de ajuste *Chi-cuadrado* (Tabla 5.2)

Variable	Villalba Baja/Cuevas Labradas	Villel
altitud	$X^2_{5 \text{ g.l.}} = 58,731; p < 0.01 *$	$X^2_{5 \text{ g.l.}} = 83,442; p < 0.01 *$
pendiente	$X^2_{3 \text{ g.l.}} = 40,935; p < 0.01 *$	$X^2_{3 \text{ g.l.}} = 0,264; p = 0,967, \text{ n.s.}$
orientación	$X^2_{3 \text{ g.l.}} = 5,133; p = 0,162, \text{ n.s.}$	$X^2_{7 \text{ g.l.}} = 15,342; p = 0,032 *$
geología	$X^2_{4 \text{ g.l.}} = 67,327; p < 0.01 *$	$X^2_{4 \text{ g.l.}} = 67,015; p < 0.01 *$

Tabla 5.2. Resultados de los tests de bondad de ajuste entre las distribuciones de frecuencias de 4 variables categorizadas en los puntos con presencia y en los puntos con ausencia de arnachilla. *: Test significativo, n.s.: test no significativo.

La altitud a la que se sitúan las poblaciones es significativamente menor a la del entorno en los dos ámbitos explorados. En Villel, *Vella pseudocytisus* selecciona los rangos altitudinales más bajos: 800 a 950 m, dentro de un rango total de entre 800 y 1.500 m. En Villalba Baja / Cuevas Labradas existe una elección del rango altitudinal de 950 a 1.100 m en un rango total entre 900 y 1.300 m. La altitud es seleccionada por la especie en las dos poblaciones, lo cual es lógico ya que al tratarse de poblaciones pequeñas y el terreno generalmente llano es difícil que ocupen un amplio rango altitudinal.

La pendiente no es seleccionada en Villel pero sí en Villalba Baja / Cuevas Labradas, donde ocupa pendientes algo más elevadas que las existentes en el entorno (Figura 5.4). Sin embargo, no se ha observado que se seleccionen pendientes tan elevadas como sugerirían las observaciones previas sobre la ecología de la especie en estas poblaciones. El intervalo de pendientes más frecuente es el de 10 a 30°. Esto se puede deber a que durante la prospección de abril de 2005 se encontró un núcleo muy extenso en el barranco del Lloro (población de Cuevas Labradas), en el que no se dan condiciones tan abruptas como en el barranco Hocino y los cantiles del entorno de Villalba Baja.

La orientación no se relaciona de una forma clara con la presencia de la especie. Aunque en Villel, y no en Villalba, la arnachilla tiene preferencia por las orientaciones SW y NE por lo que la orientación sí que parece ser levemente seleccionada en este caso. Sin embargo, las dos clases con más frecuencia en el área de presencia son orientaciones opuestas, por lo que no se puede decir que seleccione un tipo de orientación determinada.

La geología resulta ser un buen factor predictivo de la presencia de la especie, habiendo tipos litológicos en los que nunca se ha encontrado la planta (margas y calizas del Jurásico, Triásico y Cretácico) y seleccionándose positivamente sobre todo las margas yesíferas y los yesos del Terciario (Figura 5.4). También son muy frecuentes tanto en Villel como en Villalba Baja/Cuevas Labradas los tipos geológicos que tienen niveles de limonitas.

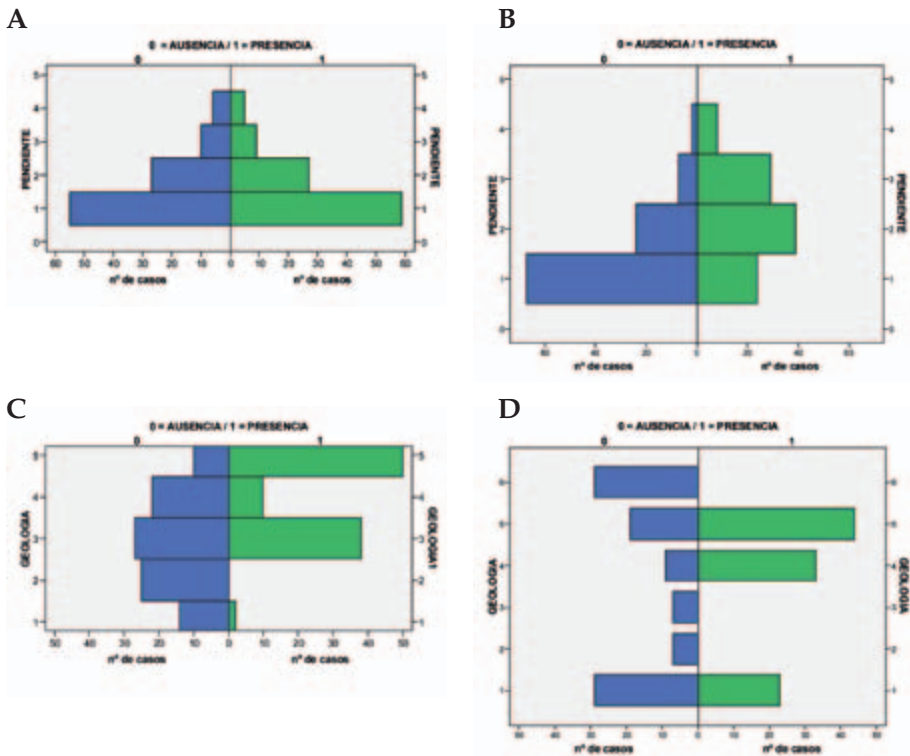


Figura 5.4. Pirámides de frecuencia de clases de pendiente y de sustrato geológico en presencia y ausencia de arnachilla. A) y C): Villel. B) y D): Villalba Baja / Cuevas Labradas.

El objetivo final de elaborar estos modelos de hábitat potencial es poder asignar a cada celda un valor de idoneidad para albergar con éxito ejemplares introducidos. Se asume inicialmente que las celdas ocupadas

por la especie tienen un ambiente más adecuado para el establecimiento, arraigo y reproducción de la misma que las celdas no ocupadas. Se asume también que estas variables ambientales tienen una capacidad de “influir” en la variable dependiente (presencia/ausencia de la especie). Se trata, por lo tanto, de elaborar un modelo matemático (una ecuación), que nos convierta el “perfil” de valores para las diferentes variables que tiene cada celda en un valor de la idoneidad para la presencia de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*.

Puesto que la variable dependiente aquí es binomial (presencia/ausencia) el modelo adecuado a utilizar es la regresión logística. Para realizar el modelo de regresión logística se descompuso la variable orientación (en grados) en el seno (indica el componente Este – Oeste) y el coseno de la orientación (indica el componente Norte – Sur). La variable categórica “geología” no se consideró, debido a que la distribución de frecuencias presentaba categorías con valor 0, lo cual impide el correcto funcionamiento de las operaciones matemáticas del modelo. Esta ausencia de la geología resta precisión a la ecuación, y de hecho, los mapas resultantes deben ser corregidos con los valores de idoneidad de los diferentes tipos geológicos.

La elaboración del modelo de regresión logística (la elección de las variables que componen la ecuación y sus correspondientes coeficientes) se puede hacer de tres maneras: paso a paso mediante inclusión, paso a paso mediante exclusión o incluyendo todas las variables de una vez. De los posibles modelos generados, se trata de elegir aquél que mejor “predice” la respuesta (presencia o ausencia) observada. Para ello, se elabora para cada modelo una “curva ROC” (*Receiver Operating Characteristic*). Una “curva ROC” es una representación gráfica de la tasa de éxito (probabilidad de detectar correctamente una señal cuando dicha señal está efectivamente presente) frente a la tasa de falsa alarma (probabilidad de detectar una señal cuando efectivamente NO está presente) para tareas de detección con sólo dos resultados posibles (sí / no o presente / ausente), según se varía el umbral o criterio para detectar la señal a lo largo de la escala de valores a partir de los cuales se hace la detección (Concejero, 2004). Esta función toma la forma de una curva bajo la cual se define un área que puede tomar valores entre 0,5 y 1. Cuanto más próxima sea el área a 1, mayor será la capacidad predictiva del modelo. En nuestro caso se han realizado diferentes modelos eligiendo las variables por los tres métodos comentados, así como utilizando diferentes esfuerzos de muestreo. Tanto en Villeda como en Villalba Baja/Cuevas Labradas, se ensayaron muestreos del 4%, 2%, 1% y de 1.000 puntos aleatorios escogidos dentro del ámbito. En ambos ámbitos, los modelos que presentaban mayor capacidad predictiva fueron los obtenidos muestreando 1.000 puntos aleatoriamente e incluyendo todas las variables en la ecuación.

El resultado de la regresión logística es la obtención de la ecuación que sirve para predecir la probabilidad de presencia en función de las variables predictoras cuantitativas. Siendo las variables: A: altitud; P: pendiente; SO: seno de la orientación; CO: coseno de la orientación, la ecuación obtenida para cada ámbito y el valor del área de la curva ROC asociada se muestra en la Tabla 5.3.

Ámbito	Ecuación	Valor del área bajo la curva ROC
Villel	$p(y) = 1/1 + e^{-(14,122 - 0,015 P - 0,018 A + 0,208 CO + 0,342 SO)}$	0,854
Villalba Baja/Cuevas Labradas	$p(y) = 1/1 + e^{-(10,668 + 0,088P - 0,016A - 0,267CO + 0,347SO)}$	0,859

Tabla 5.3. Ecuaciones de regresión logística y valores de la curva ROC para los ámbitos estudiados.

Idoneidad de la geología y mapas de idoneidad general

La variable categórica “geología” se estudió aparte, y se calculó para cada clase litológica un coeficiente o “peso” en función de la probabilidad de encontrar individuos de la especie en cada litología.

Se utilizó para ello una variable de ponderación o “peso de evidencia” (w) (Agterberg *et al.*, 1993) la cual se multiplica a la probabilidad de presencia obtenida de la regresión logística obteniendo así el valor de idoneidad final (P') para cada celda.

$$P' = P(y) \cdot w_{\text{geo}}$$

Para litologías excluyentes $w_{\text{geo}} = 0$, por lo que el valor de idoneidad de la celda resulta 0.

Para el cálculo del “peso de evidencia” hace falta hallar la idoneidad de cada litología para la presencia de la arnachilla. Es un índice de asociación (positiva o negativa) entre la variable dependiente y la explicativa. La probabilidad de que en una celda tomada al azar esté presente la arnachilla nos la da la siguiente fórmula:

$$P(\text{arnachilla}) = \text{n}^\circ \text{ de celdas con arnachilla} / \text{n}^\circ \text{ de celdas total}$$

Sin embargo, la probabilidad de presencia de la arnachilla sobre cada una de las litologías es diferente. Por ejemplo, sobre la clase litológica 1 (LITO=1):

$$P(\text{arnachilla en LITO1}) = \text{n}^\circ \text{ de celdas con arnachilla en LITO=1} / \text{n}^\circ \text{ de celdas totales con LITO=1.}$$

El cociente $P(\text{arnachilla en LITO1}) / P(\text{arnachilla})$ es la idoneidad de la clase litológica para la presencia de la arnachilla y su transformación logarítmica es el peso de evidencia w .

$$W_{LITO1} = \ln P(\text{arnachilla en LITO1}) / P(\text{arnachilla})$$

Los valores de ponderación (= pesos de evidencia) obtenidos para las diferentes clases litológicas en los ámbitos de Villalba Baja/Cuevas Labradas y Villel se muestra en la Tabla 5.4:

Ámbito	Clase litológica	Ponderación (w)
Villel	1 Cuaternario: Glacis, Abanicos, Aluviales, Coluviales	0
	2 Margas - Calizas del Jurásico + Triásico	0
	3 Arcillas - Limonitas - Conglomerados rojos del Terciario	0,425
	4 Calizas - Margas - Limonitas rojas del Terciario	0
	5 Yesos - Margas yesíferas	1,46
	6 Cretácico	0
Villalba Baja / Cuevas Labradas	1 Terrazas y abanicos del Cuaternario	0,1066
	2 Margas - Calizas del Jurásico + Triásico	0
	3 Arcillas - Limonitas - Conglomerados rojos del Terciario	0
	4 Calizas, margas con niveles de limonita del Terciario	1,407
	5 Margas yesíferas del Terciario	0,678
	6 Calizas y margas terciarias	0

Tabla 5.4. Clases litológicas en los ámbitos de Villel y de Villalba Baja / Cuevas Labradas y sus valores de ponderación (peso de evidencia).

El resultado de aplicar a la capa *raster* la ecuación de regresión logística obtenida en cada ámbito y de multiplicarla después por los valores de ponderación de la geología, es un mapa de idoneidad para *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en el entorno de Villalba Baja/Cuevas Labradas y otro en el entorno de la población de Villel (Figuras 5.5 y 5.6).

Hay que tener en cuenta que la escasez de variables con las que se ha podido trabajar, el no haber podido incluir la geología en la ecuación y la asunción, no siempre cierta, de que las características ecológicas de las poblaciones son las más adecuadas para el establecimiento de la especie, hacen que estos mapas finales se deban utilizar como orientativos y no poner demasiado hincapié en su carácter predictivo. Es más, a nuestro entender se debería utilizar como mera "hipótesis" de idoneidad de distintas superficies. Esta hipótesis, en ésta como en otras especies, se puede testar experimentalmente utilizando la siembra de semillas o el trasplante de individuos, que sería realmente la mejor técnica para una correcta validación del modelo.

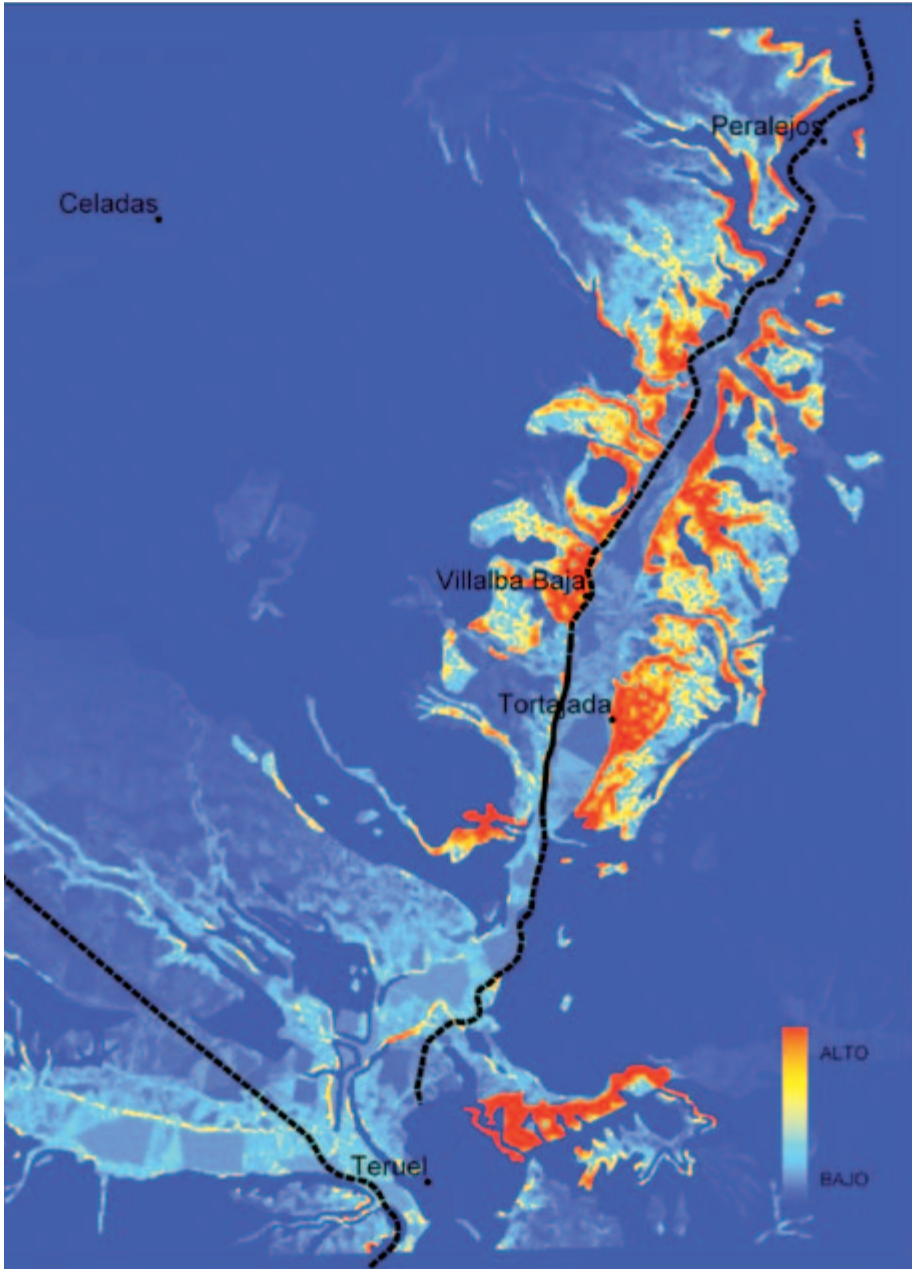


Figura 5.5. Mapa de idoneidad del medio físico para albergar ejemplares de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en el ámbito de las poblaciones del valle del río Alfambra, al N de la ciudad de Teruel.

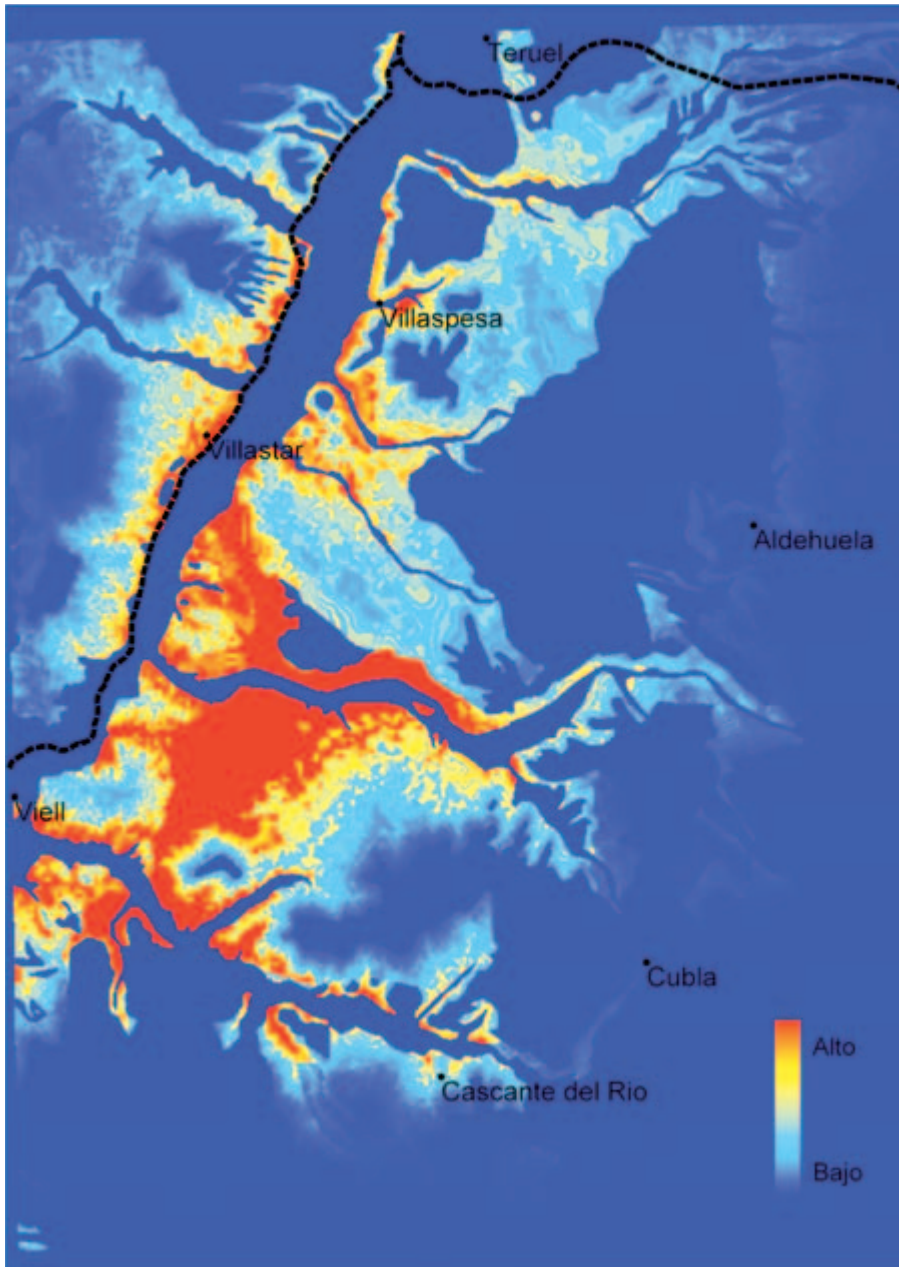


Figura 5.6. Mapa de idoneidad del medio físico para albergar ejemplares de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en el ámbito de las poblaciones junto al valle del río Alfambra (Viel), al S de la ciudad de Teruel.



Figura 5.7. Ovejas ramoneando arnachillas a 15 m de una paridera próxima, en la población de Villel (Foto: Cristina Torres Gómez).

Conclusiones

La distribución de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* es bastante restringida, ya que se limita a 36 cuadrículas UTM de 1 km². Se diferencian dos territorios diferentes: al norte de Teruel, donde están 3 de las poblaciones que ocupan en total 10 cuadrículas y una superficie de 456.591 m², con un tamaño poblacional estimado de 165.354 individuos, y al sur de Teruel, donde se encuentra la población de Villel, la más grande, en 26 cuadrículas, con un área de ocupación real de 4.602.302 m² y un tamaño poblacional estimado de 1.610.074 ejemplares. Esta población tiene el 87% del área de ocupación de la especie y el 91% de los ejemplares estimados.

El modelo de regresión múltiple y pesos de evidencia de las clases litológicas utilizado puede ayudarnos a esbozar alguna hipótesis del porqué de esta distribución. En todo caso, como ya se ha señalado anteriormente, hay que tener en cuenta los puntos débiles de este modelo: no se han tenido en cuenta variables relacionadas con usos del suelo, ni variables históricas y se asume que las características ecológicas donde se encuentra la especie son las mejores posibles para su desarrollo, cuando pueden ser situaciones a las que ha sido relegada por acción humana.

Los mapas de hábitat potencial se diferencian poco de la distribución real en el territorio al sur de Teruel (Figura 5.6, población de Villel). Sin embargo, al norte de Teruel existen algunas áreas considerables de hábitat con un valor alto de idoneidad que no están siendo ocupadas por la especie (Figura 5.5). Este patrón podría indicar que la población de Villel se encuentra en un buen estado de conservación, aprovechando de forma eficaz la potencialidad del medio para el desarrollo de la planta, mientras que en las poblaciones al norte de Teruel algunas variables que no se han estudiado influyen más en la distribución, impidiendo que ésta sea la que la planta puede tener en función del relieve y la geología.

Es muy aventurado intentar explicar cuáles son las causas que pueden estar provocando esta situación. Creemos que la presión ganadera actual y pasada deben tener un papel fundamental. En este sentido, tal vez la ausencia de una presión ganadera suficiente en los matorrales de los alrededores de la ciudad de Teruel y de las márgenes de la llanura de inundación del río Alfambra (Figura 5.5), haya favorecido la expansión de otras matas más competitivas que la arnachilla eliminando a ésta. Esta hipótesis se apoya en la observación de que alrededor de las parideras de la población de Villel, en terrenos sobrepastoreados, la única mata que sobrevive es la arnachilla (Figura 5.7).

Referencias

- Agterberg, F.P., Bonham-Carter, G.F., Cheng, Q., Wright, D.F. (1993). Weights of Evidence Modeling and Weighted Logistic Regression for Mineral Potential Mapping. En: Davis, J.C., Herzfeld, U.C. (eds.), *Computers in Geology - 25 Years of Progress*: 13-32. Oxford University Press, New York.
- Benito, B., Peñas, J. (2006). Modelos predictivos aplicados a la conservación de flora amenazada: Invernaderos vs. *Linaria nigricans* en el sureste árido ibérico. En: Camacho, M.T., Cañete, J.A., Lara, J.J. (eds.), *El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas*: 33-47. Editorial Universidad de Granada, Granada.
- Benito, J.L. (2007). *Lista de Hábitats de Aragón. Versión 4.01*. Documento inédito. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Aragón.
- Concejero, P. (2004). *Comparación de modelos de curvas ROC para la evaluación de procedimientos estadísticos de predicción en investigación de mercados*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Domínguez, F. (2000). *Herramientas para la conservación de la Flora Ibérica. Aproximación histórica, El caso de Vella pseudocytisus subsp. pau y Estudio de los patrones de rareza y amenaza*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Domínguez, F., Benito, M., Sainz, H., Sánchez, R. (2003). *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pau* Gómez-Campo. En: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Táxones prioritarios*: 872-873. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Draper, D., Roselló-Graell, A., García, C., Tauleigne, C., Sérgio, C. (2003). Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal. *Biological Conservation* 113: 337-349.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Johnston, C.A. (1998). *Geographic Information Systems in Ecology*. Blackwell Science, Oxford.
- Marco, J.A., Giménez, P., Padilla, A., Sánchez, A. (2008). Aplicaciones de las tecnologías SIG y GPS en la dinámica de poblaciones de flora amenazada: *Helianthemum caput-felis* Boiss. En: Hernández, L., Parreño, J.M. (eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*: 635-649. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC, Las Palmas de Gran Canaria.
- Sainz-Ollero, H., Franco, F., Arias, J. (1996). *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.
- UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

Capítulo 6. Aproximación a la biología reproductiva

Felipe Domínguez Lozano

Juan Carlos Moreno Saiz

Helios Sainz Ollero

Resumen

Durante tres años consecutivos se realizó un seguimiento de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en el que se registró la fenología, al tiempo que se midió la producción de hojas, flores y frutos en individuos repartidos en las dos poblaciones conocidas (Villalba Baja y Villed) y en los dos ambientes más contrastados (denominados laderas y taludes). Además, se realizaron embolsamientos de flores para evaluar el sistema reproductor de la especie y sus resultados se relacionaron con el cálculo de la relación P/O. Finalmente, durante los dos primeros años del estudio se realizaron observaciones sobre los polinizadores más habituales.

En conjunto, las producciones medias de los parámetros reproductivos son considerables y no parece el éxito reproductor uno de los factores limitantes en la presente distribución de la especie (el promedio por individuo fue de unas 4.000 flores y 3.400 frutos).

Los resultados muestran que las producciones y los crecimientos parecen haber sido bastante homogéneos y no hay diferencias significativas en la producción de flores, frutos y hojas en las dos poblaciones muestreadas en los tres años del seguimiento. No obstante, se detectaron diferencias poco consistentes entre los dos ambientes controlados: una mayor productividad en aquellos individuos que crecían sobre taludes entre cultivos, presumiblemente por estar bien protegidos de los rebaños de ovejas.

El periodo de crecimiento vegetativo estuvo restringido durante los años estudiados a unos pocos meses, coincidiendo con los incrementos de lluvia y temperatura primaverales. La planta sigue una estrategia caducifolia facultativa parecida a la de algunas especies subtropicales, con una malacofilia relativa modulada por el efecto del verano. La floración es temprana y corta (2 meses). El sistema reproductor de las poblaciones estudiadas es combinado: alógamo facultativo, con un predominio de la reproducción cruzada, aunque las pruebas de polinización no pueden considerarse definitivas. El cociente P/O obtenido para el taxon es uno de los más altos para la familia Brassicaceae, si bien, esta crucífera parece ser una especie eminentemente entomógama. El espectro de polinizadores es amplio.

Abstract

We performed a monitoring program for the natural populations of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, recording leave, flower and fruit production during three consecutive years. We sampled individuals distributed across two known populations (Villal and Villalba Baja) and two different habitats (disturbed and non disturbed). In addition, we evaluated the breeding system and calculated the P/O ratio. Finally, we recorded pollinators in both populations.

The average flower and fruit productivity is large enough. The reproductive success does not seem a limiting factor for the plant, and productivity is around 4,000 flowers and 3,400 fruits per individual.

Results indicate that productivity and growth are similar in both populations during the three year period. Nevertheless, we detected differences, albeit not particularly significant, in productivity between habitats. Thus, individuals located in field verges and taluses seemed more productive than individuals growing in more natural habitats.

Vegetative grow time was limited to few months, peaking at rainfall and temperature maxima in spring. The plant follows a facultative deciduous strategy resembling some subtropical species, thus the rate of leave losses is adjusted by the summer effect. Flowering is at early stage and short (two months). Breeding system results in a combination system: facultative allogamous with prevalent out-crossing, although this result needs caution because pollination tests are not complete. The P/O ratio is one of the highest recorded in the Brassicaceae family, although the plant seems to be insect pollinated by a wide spectrum of generalist insects.

Introducción

La biología reproductiva, considerando también la fenología, es una faceta del ciclo biológico condicionada por una serie de factores comunes: abióticos —disponibilidad de nutrientes, agua y luz— y bióticos —polinizadores, agentes de dispersión, predadores y patógenos— (Primack, 1987; Guitián *et al.*, 1992; Woolhouse, 1992). Esta dependencia es más acusada en ambientes estacionales como los mediterráneos (Mooney y Kammerow, 1981; Arroyo, 1988; Petanidou y Potts, 2006), donde algunos de los factores mencionados pueden ser limitantes, modulando la respuesta fenológica y reproductiva de las formaciones vegetales.

La reproducción tiene profundas consecuencias genéticas y evolutivas, en la tasa de endogamia, en la configuración de la estructura genética de las poblaciones y en la eficacia del flujo génico (Wyatt, 1983; Slatkin, 1985; Karron, 1991). Puede condicionar también relaciones ecológicas tales como la interacción planta-polinizador, la relación flores/frutos o la capacidad colonizadora. No es de extrañar, por tanto, que la casuística sistema reproductor-planta rara sea extensa (por ejemplo Weller, 1994) y

no faltan ejemplos de ello dentro de la península Ibérica (Goyder, 1987; Guitián, 1995; Valdés y Díaz Lifante, 1996; entre otros). Por estos motivos, la caracterización del sistema reproductor es importante para la gestión de las poblaciones más reducidas y para la conservación *ex situ*, donde los problemas genéticos comienzan a ser decisivos. Más difíciles de detectar son los riesgos que algunas actividades humanas pueden suponer en especies con un particular sistema de reproducción, sobre todo por la interferencia en la transferencia polínica. Así, ciertas prácticas agrícolas pueden eliminar polinizadores específicos o alterar su disponibilidad produciendo una fragmentación y aislamiento ecológico de las poblaciones. Con cierta probabilidad, esto puede conducir a una alteración del equilibrio entre autogamia y xenogamia en las especies autocompatibles o a la disminución del éxito reproductivo en las autoincompatibles.

Más aún, la interacción planta-polinizador, una relación flexible, incide de forma directa en la producción y viabilidad de las semillas en las plantas autoincompatibles y en muchas autocompatibles (Proctor *et al.*, 1996). En los ambientes mediterráneos la entomofilia es característica (Herrera, 1988) y los riesgos descritos para esta forma de polinización se hacen especialmente significativos (Kearns y Inouye, 1997; Kwak y Bekker, 2006).

Poco se conoce sobre estos temas en la arnachilla o crujiente. Por este motivo, el presente capítulo pretende presentar una serie de resultados relacionados con su biología reproductiva que, si bien preliminares, pueden resultar de utilidad para complementar la gestión de las poblaciones de esta planta y cimentar estudios más detallados en el futuro. En primer lugar, se describen sus fases fenológicas, delimitando su duración y tratando de relacionarlas con algunas características climáticas, sin dejar de lado la valoración del crecimiento vegetativo en la planta. Además, se ofrecen resultados sobre el esfuerzo reproductivo de la especie, apuntando causas que parecen influir en la productividad (Herrera, 1989; Pavlik *et al.*, 1993). Finalmente, y siendo conscientes de su corto alcance, se ofrece una primera aproximación al sistema reproductor de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, prestando especial atención a la compatibilidad y al papel de la auto y alogamia.

Material y métodos

Para el seguimiento fenológico y del esfuerzo reproductor se seleccionaron individuos al azar en cada población, Villalba Baja y Villel. En cada individuo se marcaron entre una y tres ramas de similar tamaño elegidas también al azar (Tabla 6.1). Cada año se consideró una muestra aleatoria independiente de ramas (para más detalles ver Domínguez, 2000).

Año	1995		1996		1997	
	Villalba Baja	Villel	Villalba Baja	Villel	Villalba Baja	Villel
Ramas	45	4	44	57	34	50
Plantas	21	3	23	45	20	38

Tabla 6.1. Número de ramas y plantas marcadas de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en las dos poblaciones en estudio.

Los individuos se clasificaron en dos tipos de ambientes:

- ladera: para las plantas que crecían en terrenos abiertos, con una densidad más baja y formando parte de una vegetación arbustiva
- talud: para aquéllos que ocupaban los bancales entre los cultivos, con una densidad mayor y representatividad casi única en el estrato arbustivo.

En cada rama se contó el número de ramas secundarias, hojas, flores y frutos, y se midió su longitud (como estimación del crecimiento) a intervalos que oscilaron entre 15 y 20 días en las épocas de mayor actividad, y hasta de 90 días en las de menor actividad. En cada individuo marcado se contó el número de ramas floríferas.

Los muestreos se realizaron durante los años 1995, 1996 y 1997 (año uno, dos y tres).

Se establecieron dos estadios para el estudio fenológico:

- flor: cuando en la yema se distinguían cáliz y pétalos
- fruto: fase que comenzaba cuando el pistilo se encontraba engrosado, incluso con restos de otros verticilos florales, y que terminaba con la caída de los frutos maduros.

Para el análisis del esfuerzo reproductor se han tenido en cuenta las máximas producciones por año, tanto de flores, como de frutos y de hojas en las ramas marcadas. Estos datos y la estima de ramas floríferas han permitido ofrecer una aproximación del número máximo de flores, frutos y hojas de cada planta para los años estudiados.

Los datos climáticos utilizados se refieren a la estación meteorológica de la ciudad de Teruel, que dista menos de 5 km de la población de Villalba Baja y menos de 15 de la población de Villel.

Conviene saber que las flores de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* se agrupan en inflorescencias racemosas terminales, de tal manera que se encuentran siempre en posiciones altas sobre la planta. El número de flores por inflorescencia es variable, siendo entre 10 y 30 flores la cifra más frecuente. Los ejemplares vigorosos pueden sobrepasar este valor y los pequeños producir inflorescencias menores, de dos a cinco flores.

La flor de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* es hermafrodita (propiedad común al resto de la familia y al 80% de las fanerógamas), actinomorfa, de 1-1,5 cm de largo por 0,5-1 cm de diámetro. El androceo suele estar compuesto por dos estambres cortos (4-5 mm) en posición lateral y cuatro estambres más largos (7-8 mm) en posición mediana; estos últimos aparecen soldados por pares hasta la mitad de su longitud aproximadamente (Figura 6.1). El gineceo no alcanza los 4 mm de longitud (desde el estigma hasta la base del estilo), de tal forma que las anteras de los estambres largos quedan por encima del estigma y las de los cortos al mismo nivel. Cada flor tiene de dos a cuatro óvulos. Se han descrito nectarios sólo en la base de los estambres cortos (Clemente y Hernández Bermejo, 1978a).

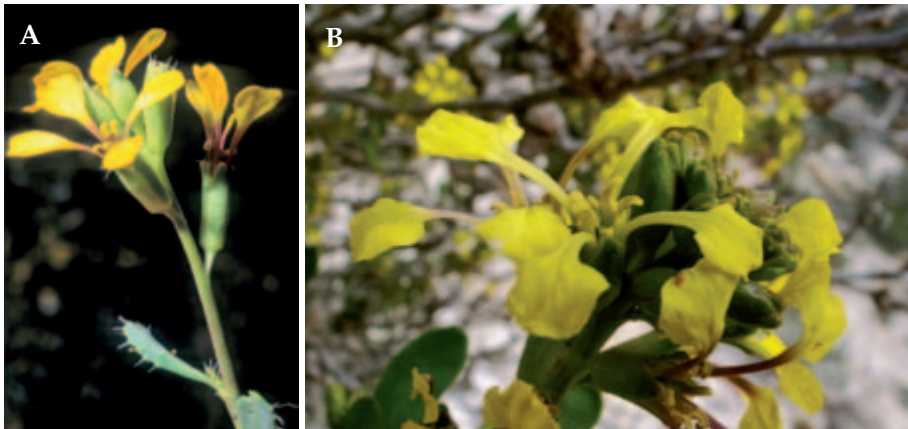


Figura 6.1. A) Flor tardía (con racimo más elongado) en antesis de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. Se observan las anteras de los cuatro estambres más largos y también las venas de color violáceo de los pétalos. En el margen de la hoja inferior hay puestas de color naranja de *Bactericera vella*. Villel, 26/04/1997. B) Flor temprana (con racimo todavía comprimido) con las anteras de los estambres largos soldados por pares y en posición mediana y los cortos libres y en posición lateral. Villalba, 21/04/2010. (Fotos: Felipe Domínguez).

Para caracterizar el sistema reproductor se han llevado a cabo cuatro experimentos de polinización artificial (Whigham y Mcwethy, 1980). Para ello, se aislaron muestras de flores vírgenes (80 en total) en plantas del barranco de la Hoz, o del Hocino, como se llama localmente (población de Villalba Baja), mediante pequeñas bolsas de *nylon* de malla fina (que impedían la circulación de los insectos pero no del polen o del aire), en las que previamente se habían practicado los siguientes ensayos de fertilización (10 flores por prueba).

1. Extirpación de todos los estambres: apomixis.
2. Extirpación de los pares de estambres largos (posición mediana): autogamia y papel de los estambres cortos.

3. Extirpación del par de estambres cortos (laterales): autogamia y función de los estambres largos.
4. Extirpación de todos los estambres y fertilización artificial con polen procedente de otro pie de planta: xenogamia.

Se realizaron dos experiencias, una durante el primer año de seguimiento (1995) y otra durante el segundo (1996). En la primera las flores manipuladas permanecieron en la planta 15 días y en la segunda 25, de modo que las fructificaciones resultantes no dejaran lugar a duda de la formación efectiva de silículas.

Se ha calculado el cociente entre el número de granos de polen y el de primordios seminales u óvulos (proporción P/O), y se ofrecen datos sobre la forma de polinización más utilizada. Para el análisis de la proporción P/O se recolectaron doce botones florales en un estado anterior a la antesis, procedentes de diferentes individuos en Villalba Baja. Para calcular la riqueza polínica por flor (Stockmarr, 1971) se elaboró un método similar al de los estudios polínicos (Anexo II y Domínguez, 2000).

Para obtener datos sobre los visitantes de las flores más frecuentes se realizaron observaciones durante los dos primeros años de floración, identificándose las especies de forma visual. Se realizaron transectos de duración variable a diferentes horas del día y a lo largo de todo el periodo de floración. Al mismo tiempo y sin estar relacionados directamente con la polinización, se recolectaron otros insectos que tenían relación con la planta (Anexo III).

Para el análisis de la productividad se han usado estadísticos basados en el análisis de la varianza: MANOVA y ANOVA de muestras repetidas (Norusis y SPSS, 1993). Todas las variables consideradas han sufrido transformaciones logarítmicas para cumplir mejor los requisitos de los análisis.

Resultados

Fenología

Las primeras flores aparecieron entre la última semana de marzo y primera de abril en los tres años controlados (se trata de una especie de floración relativamente temprana). Se alcanzó el máximo de producción a finales de este último mes, salvo en el tercer año cuando el pico registrado llegó un poco más temprano: a finales de marzo (aunque quizás el máximo real no fuese tan prematuro dado el espaciamiento de la visita). Las flores maduraron a frutos desde la segunda quincena de abril para todos los años controlados. Los picos de fructificación llegan a mediados de mayo. La presencia de frutos en las ramas se ha registrado de forma continua para todos los

meses del año y su disminución es paulatina durante los meses de verano y otoño, quedando una presencia testimonial a partir del mes de noviembre. Las hojas son producidas desde finales de marzo hasta finales de abril en los dos primeros años y hasta junio en el último. A partir de aquí comienza una defoliación que se interrumpe a últimos de junio en los dos primeros años. Para el tercero la pérdida de hojas siguió un modelo diferente, comenzando a finales de junio y llegando hasta septiembre (a falta de más muestreos) sin registrar interrupción. Por tanto, la formación de flores supone el primer pico de producción. El crecimiento vegetativo, representado por el número de hojas nuevas, se produjo entorno a estas mismas fechas en los dos primeros años y experimentó un retraso de casi tres meses el último año de seguimiento. La máxima producción de frutos aconteció en todos los años entre 15 y 20 días después del pico de floración (Figura 6.2).

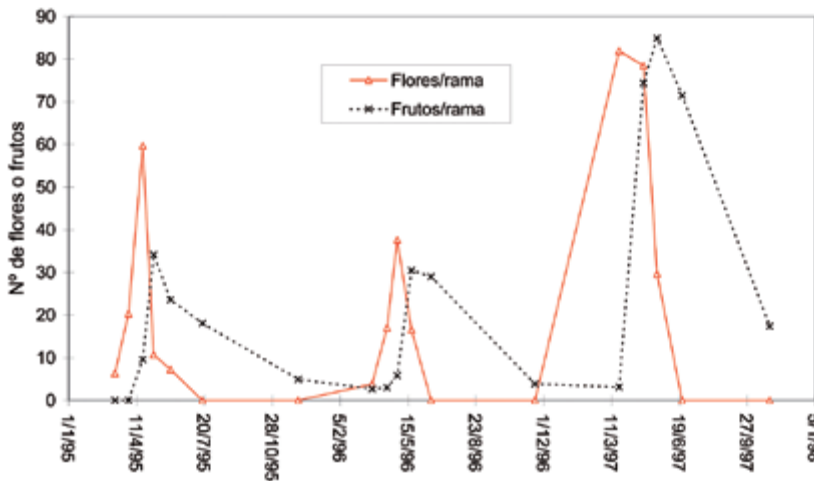


Figura 6.2. Variación temporal del número de flores y frutos por rama de los ejemplares muestreados. El eje Y representa el número de flores o de frutos medios por rama en cada visita. Por claridad no se incluyen los valores de desviación estándar, ni tampoco el número de hojas medio, que sí aparece en la Figura 6.4 A.

No se detectaron diferencias significativas en el número medio de días con flor para cada año muestreado ($p = 0,294$) pero sí para los días con fruto ($p = 0,003$). Puede decirse que la permanencia de frutos durante el primer año fue estadísticamente mayor que para el resto de los años. El tamaño muestral para esta prueba ha incluido las ramas que han producido flores y frutos al menos en uno de los años considerados, de tal manera que para un año concreto han podido ser tratadas tanto ramas productoras como no (Tabla 6.2).

	1995	1996	1997	Prueba de Pillai	Nivel de significación
Días con flores	14,21 ± 19,11	10,96 ± 14,68	15,54 ± 22,82	F(2;46)=1,26	0,294
N	48	48	48		
Días con frutos	102,06 ± 104,50	52,38 ± 92,46	52,74 ± 82,36	F(2;47)=6,52	0,003
N	49	49	49		

Tabla 6.2. Duración media y desviación típica (medida en días) en ramas productoras de las flores y frutos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en los tres años considerados. Análisis de la varianza para medidas repetidas (Norusis y SPSS, 1993: 116).

Productividad

Los resultados de este análisis de productividad se han calculado con las medidas de producción máxima en hojas, flores y frutos por planta en cada año de muestreo (Anexo IV), estimadas a partir de las diferentes visitas anuales a cada planta.

En el análisis de las diferencias entre los valores medios de producción considerando los años, las poblaciones o los distintos ambientes independientemente, sólo se detectaron diferencias levemente significativas según el ambiente de la planta ($p = 0,08$ en MANOVA tri-factorial con $2 \times 2 \times 3$ grupos, Tabla 6.3).

Efecto	Prueba de Pillai	Nivel de significación
Año	F(6;176) \cong 0,614 *	0,718
Ecología	F(3;87) = 2,330	0,080
Población	F(3;87) = 0,323	0,808
Población por ecología por año	F(3;87) = 1,216	0,309
Ecología por año	F(6;176) \cong 0,435 *	0,435
Población por año	F(6;176) \cong 0,773 *	0,773
Población por ecología	F(3;87) = 2,141	0,101

* Valores aproximados por ausencia de celda.

Tabla 6.3. Valores de la prueba de significación para las diferencias de producción en *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* debido a los tres factores analizados: año, ecología y población. MANOVA de tres variables dependientes (logaritmos del número máximo de flores, frutos y hojas) y tres factores de análisis: población, ambiente y año: $2 \times 2 \times 3$ grupos (Norusis y SPSS, 1993: 57 y sigs.). En negrita se destacan los resultados significativos.

Así, los valores de producción de flores, frutos y hojas parecen ser más altos para los individuos que se encontraban en los taludes, independientemente del año y la población de muestreo. Los valores medios y su desviación típica para el ambiente de ladera son: $2.375,6 \pm 5.568,9$; $1.800 \pm$

4.740,2; y $9.822,4 \pm 15.857$ para la producción de flores, frutos y hojas respectivamente ($n = 117$) y los del ambiente de talud son: $9.972,5 \pm 18.724,6$; $9.018,6 \pm 18.658,5$; y $23.743,3 \pm 49.626,8$ para la producción de flores, frutos y hojas respectivamente ($n = 33$).

Por lo que respecta a las interacciones, no existieron diferencias significativas en los valores de producción de flores, frutos y hojas entre los 12 grupos considerados uno a uno (efecto interacción población por ecología y año), y tampoco se detectaron en los valores medios de producción entre los distintos ambientes y según año de muestreo (efecto interacción ecología por año); lo mismo sucedió para el caso de las dos poblaciones (Villalba Baja y Villed) por año (efecto interacción población por año) y para las diferencias entre las dos poblaciones según el ambiente (efecto interacción población por ambiente). No obstante, estos resultados deben considerarse con cautela ya que las varianzas son desiguales entre los grupos (prueba de Box M, $F(48;2041)=1,2$, $p=0,108$), probablemente en relación a los distintos tamaños muestrales (de 3 hasta 35) y a celdas ausentes (para el año 1995 no hubo muestreo en talud en la población de Villed puesto que no se conocían individuos creciendo sobre ese ambiente en aquel momento).

Por este motivo, el efecto año fue estudiado mediante un ANOVA de muestras repetidas para la producción de frutos durante el periodo de estudio y tampoco resultaron significativas las diferencias (prueba de Pillai, $F(2,8)=0,050$, $p=0,952$, $n=10$). El efecto del factor ecología parece también poco consistente puesto que un MANOVA para las variables más correlacionadas (producción de flores y producción de frutos) eliminando las celdas vacías (año 1995) elevó el nivel de significación: Prueba de Pillai, $F(2,72)=1,367$, $p=0,261$.

En conclusión, las producciones y los crecimientos parecen haber sido bastante homogéneos en los años establecidos para el seguimiento; las pruebas empleadas no señalan diferencias significativas en la producción de flores, frutos y hojas en las dos poblaciones muestreadas en los tres años del seguimiento. No obstante, cabe señalar que los ambientes de talud pueden ser distintos, y provocar una mayor productividad en los individuos que crecen sobre taludes entre cultivos, presumiblemente bien protegidos, con aportes superiores de nutrientes y hasta cierto punto de humedad.

Sistema reproductor

Las pruebas de polinización artificial mostraron que *V. pseudocytisus* subsp. *pau* carece de apomixis y que produce frutos tanto por fecundación cruzada como por autogamia (Tabla 6.4). En este último caso, los estambres cortos serían los responsables de la formación de frutos por autofecundación.

Ensayo	Desarrollo de frutos (%)		
	1995 (n = 10)	1996 (n = 10)	Total
Apomixis	-	-	-
Xenogamia	30	60	45
Autogamia (por estambres largos)	-	-	-
Autogamia (por estambres cortos)	20	10	15

Tabla 6.4. Porcentaje de fructificación obtenido en los ensayos de polinización artificial.

El número de óvulos por flor fue de $2,5 \pm 0,67$ ($n=12$) y el número total de granos de polen por flor de $60.385,43 \pm 18.823$. El cociente P/O obtenido para *Vella* es de $24.167,27 \pm 27.919,02$ ($n=12$).

Por último, la Tabla 6.5 lista las especies que durante los censos realizados visitaron las flores de la planta y recolectaron de forma legítima la recompensa. No se observó recolección ilegítima por parte de ningún insecto, ni daños en las flores que indicaran robo alguno de recompensa floral. Sí se ha detectado la presencia de larvas de *Bactericera vellae* en el cáliz de ejemplares con puestas de esta especie (Burckhardt y Lauterer, 1997).

Lepidoptera	Diptera	Hymenoptera
Sphingidae	Syrphidae	Apidae
<i>Macroglossum stellatarum</i>	<i>Eristalis tenax</i>	<i>Apis mellifera</i>
Pieridae	Bombyliidae	Andrenidae
<i>Pieris rapae</i>	<i>Bombylius major</i>	<i>Andrena</i> sp.
<i>Pontia daplidice</i>		
Nymphalidae	Calliphoridae spp.	
<i>Issoria lathonia</i>		
<i>Vanessa cardui</i>		
Satyridae		
<i>Lasiommata megera</i>		
Lycaenidae		
<i>Polyommatus icarus</i>		

Tabla 6.5. Algunos visitantes florales de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*.

Discusión

Fenología

Los procesos fenológicos están condicionados por las situaciones ambientales en los ambientes mediterráneos (ver p.e. Mooney y Kummerow,

1981), así por ejemplo cuando estas se agudizan, menor pluviosidad y continentalidad acentuada, se ha descrito un acortamiento de las fenofases, tanto en el estudio de comunidades (Arroyo, 1988), como de especies amenazadas (Hegazy y Eesa, 1991). *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* parece ajustarse a este patrón característico de los matorrales perennifolios mediterráneos, pero con ciertas particularidades.

El periodo de crecimiento vegetativo (considerado exclusivamente en la producción de hojas) estuvo restringido durante los años estudiados a unos pocos meses (Figura 6.3). Este periodo coincidió con los incrementos de lluvia y temperatura primaverales. Los picos de precipitación veraniegos, en cambio, no frenaron la defoliación, siendo más normal pensar que esté regulada por fenómenos relacionados con la evapotranspiración y las altas temperaturas de esta época. Después de la pérdida de hojas durante el verano, no se observó producción otoñal, aunque tampoco una caída de hojas significativa durante el siguiente periodo de frío en invierno (Figura 6.4 A). La planta sigue una estrategia caducifolia facultativa parecida a la de algunas especies subtropicales: modulada por el efecto del verano, la malacofilia sería relativa.

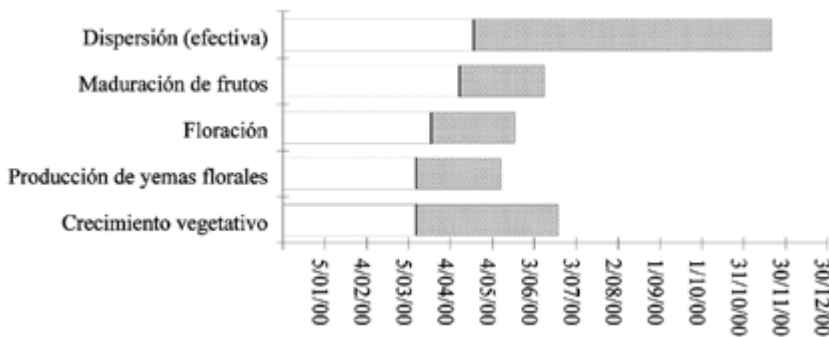


Figura 6.3. Fenograma de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*.

Aunque la disponibilidad de precipitación condiciona el periodo de floración en casos de plantas mediterráneas (Herrera, 1986; Guitián *et al.*, 1992), parece que en la arnachilla es menos dependiente de la pluviosidad estacional. Así podría haber sucedido en el tercer año de seguimiento. Desde la mitad de febrero hasta mediados de abril hubo una sequía marcada (40,9 mm para el conjunto de estos tres meses frente a una media general de 72 mm para este mismo periodo) que no supuso una modificación en el ritmo de producción de flores (Figura 6.4 B). La planta podría priorizar el esfuerzo reproductor frente al crecimiento en condiciones de escasez, y el desarrollo del sistema radical podría estar en relación con esta facultad: primero como almacén de reservas que serían utilizadas en la floración, y segundo, permitiendo el acceso a nutrientes y agua vetados

a otros caméfitos de la comunidad (Herrera, 1986) ya que sus raíces se suponen especialmente profundas.

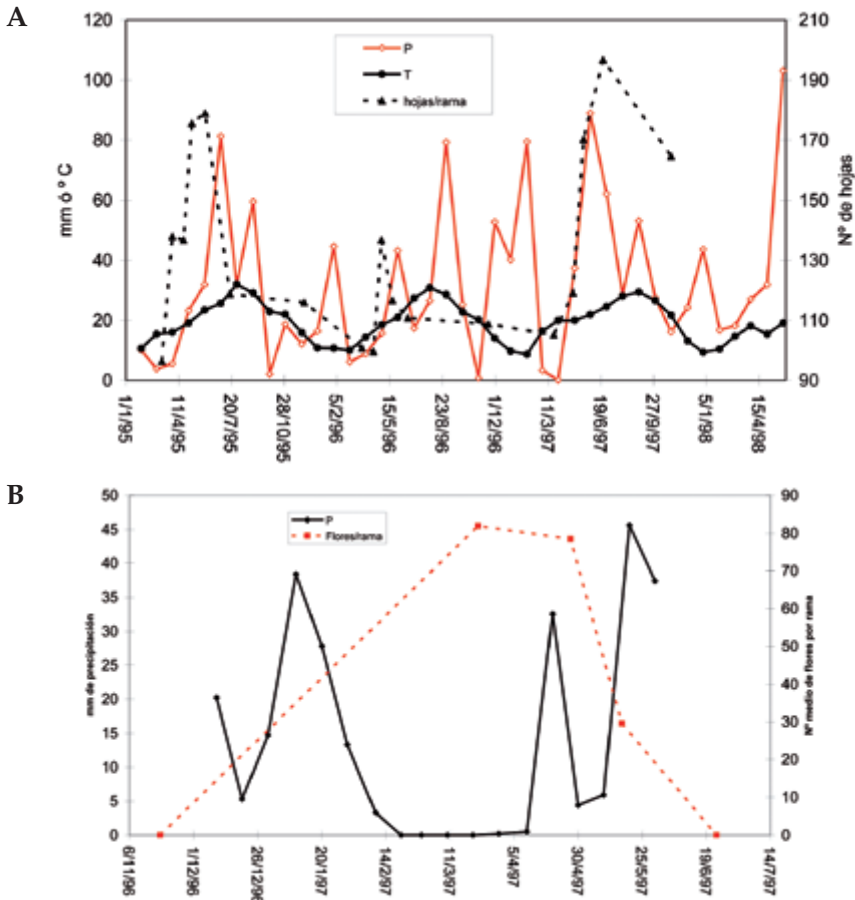


Figura 6.4. A) Evolución temporal del crecimiento vegetativo, expresado en valor medio del número de hojas por rama controlada (no se incluyen los valores de desviación típica) y datos climatológicos durante los años de seguimiento. P: Precipitación media mensual. T: Temperatura media mensual máxima. B) Fenología de la floración durante el año 1997. P: Precipitación decenal.

La floración es temprana y corta (2 meses, Figura 6.3). Según diversos autores, la actividad polinizadora no es un factor que determine la fenología de la floración en muchas situaciones (Kochmer y Handel, 1986; Primack, 1987). Aún así, la floración temprana ha sido vista como un modo de evitar la competencia por los polinizadores (Whitehead, 1983) y los periodos de floración solapados (y los cortos han de serlo) se interpretan como una respuesta poblacional a la disponibilidad de estos mismos (Gutián y Sánchez, 1992). Estas consideraciones, unidas a

otras como la facultad autógena y el espectro generalista de los principales polinizadores en *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* hacen suponer que la disponibilidad de polinizadores no sería un factor limitante, como sí ha sido propuesto en otros casos de especies amenazadas (Karron, 1987; Pavlik *et al.*, 1993). El arbusto se encuentra en una posición de privilegio dentro de la comunidad para explotar los vectores de polinización, siempre y cuando éstos se encuentren disponibles.

También los periodos de maduración son cortos, entre 15 y 20 días (Figura 6.3), en consonancia con el sistema balista de dispersión y en general con los modelos de dispersión de vectores inanimados (Herrera, 1986). Una maduración rápida supondría más tiempo para poder ser dispersado y, en definitiva, mayores oportunidades de supervivencia en la germinación otoñal. Compensaría además el relativamente largo periodo de permanencia del fruto en la planta, resultado quizá de la aleatoriedad de la dispersión balista, donde el agente externo que provoca la dispersión es también origen de la energía necesaria para realizarla (van der Pijl, 1982).

La dispersión balista, activa o pasiva, no parece tener una representación elevada en las comunidades vegetales (Willson *et al.*, 1990). Algunos arbustos de la flora mediterránea que utilizan este sistema de dispersión son *Cistus albidus* (García Fayos *et al.*, 1995) o *Cytisus scoparius*. En el caso de la arnachilla, una leve presión sobre el rostro de la silícula genera tensión en la base del mismo, hasta provocar la detonación del fruto y la expulsión de las semillas, como se muestra gráficamente en la Figura 6.5. No se ha detectado la explosión activa, que generalmente se produce por la liberación de tensión en tejidos muertos debido a las diferencias de temperatura y humedad. Aunque no se descarta, su contribución debe ser pequeña y por tanto, la intervención de un agente (tal como el viento, un animal o la lluvia) es casi siempre necesaria para la dispersión de las diásporas.

En ensayos de laboratorio, el 55% de las semillas dispersadas mediante presión del artejo estilar alcanzaron una distancia de entre 1-2 m de la planta madre, el 25% por debajo de 1 m (mínima de 30 cm) y el resto por encima de 2 m (máxima de 310 cm) (Domínguez, 2000).

Productividad

Por lo que respecta a los niveles de producción, el probable mayor éxito reproductor de las plantas que crecen sobre taludes podría ser debido, por una parte, a una mayor disponibilidad de nutrientes y humedad en esta topografía. Por otra, estas plantas son menos comidas por los rebaños de ovejas que sólo acceden a estos lugares tras la siega del cereal y hasta la siembra siguiente, un periodo corto y fuera de la época de crecimiento y reproducción de la planta. Los bancales poseerían cualidades de hábitat refugio con una productividad mayor.

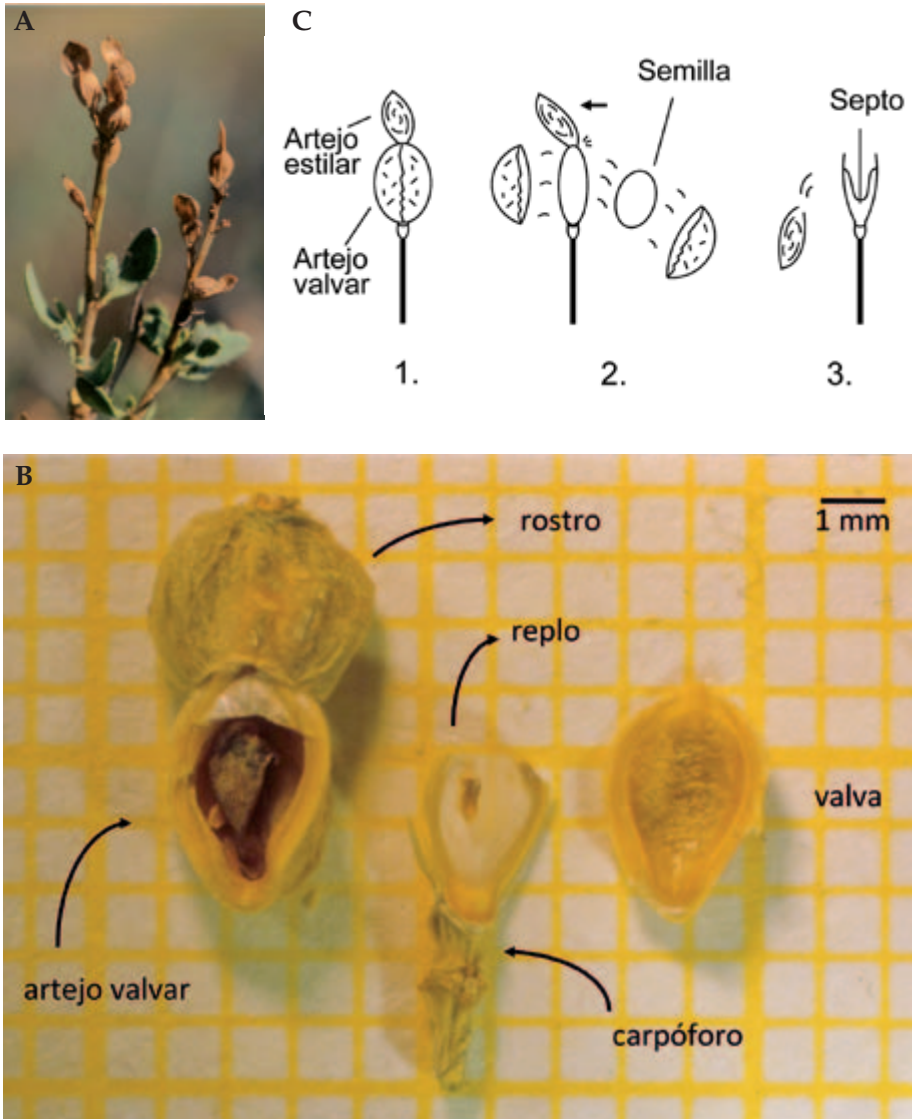


Fig. 6.5. A) Fruto maduro de *Vella pseudocytisus* subsp. *paii*. B) Los dos carpelos sincárpicos dan lugar a una silícula con dos artejos de 4-5 mm de longitud cada uno. El estilo forma el superior, denominado estilar o rostró, que está comprimido y es estéril. El segundo, constituido por dos valvas (artejo valvar), es globoso y generalmente bilobulado. Cada lóculo contiene dos primordios seminales, pero aún así lo más normal es que el fruto aloje una sola semilla, menos frecuentemente dos y en algunas ocasiones tres. Las valvas poseen tres nervios marcados y el artejo valvar se une al pedúnculo por una pequeña prolongación, el carpóforo, y separando las dos valvas se encuentra el repló o falso septo. C) Mecanismo de dispersión de las diásporas. 1. Fruto maduro intacto. 2. Una ligera presión sobre el artejo estilar provoca la apertura del artejo valvar y la expulsión de la semilla. 3. Restos del repló tras la dispersión (Fotos: Felipe Domínguez).

En conjunto, las producciones medias de los parámetros reproductivos son considerables y no parece el éxito reproductor uno de los factores limitantes en la presente distribución de la especie (flores por individuo: $4.046,9 \pm 10.460,1$, frutos por individuo: $3.388,1 \pm 10.062,9$ ($n=150$)). Aunque una baja cosecha de frutos se ha propuesto como explicación de la distribución actual de algunas especies relictas (véase el ejemplo clásico de Pigott, 1992), la elevada producción de frutos en la arnachilla no explica su incapacidad para ampliar el área de distribución y puede pensarse que tal éxito reproductor no contrarresta los efectos de otros parámetros que sí podrían ser más decisivos: por ejemplo, el sistema de dispersión a larga distancia y el poder colonizador (interpretado como la facultad de establecimiento de las plántulas). Además, las escasas diferencias en los valores reproductivos por planta entre poblaciones ($2.811,5 \pm 6.008,8$ frutos en Villalba Baja y $3.817,2 \pm 12.260,1$ en Villed) podrían apoyar la idea de su reciente fragmentación sin problemas genéticos (Sutherland, 1986) detectados en otros casos (por ejemplo Wiens *et al.*, 1989). La aceptable diversidad genética medida en las dos poblaciones parece apoyar también esta hipótesis (Capítulo 7).

Sistema reproductor

No son escasos los ejemplos de sistemas de reproducción combinados (Wyatt, 1983; Holsinger, 1992; Sans y Bonet, 1993). El sistema reproductor de las poblaciones estudiadas puede ser considerado de este tipo, si bien con un predominio de la polinización cruzada. Aunque las pruebas de polinización no pueden considerarse definitivas, el valor de xenogamia obtenido (45%), junto a la proporción de P/O, así lo parecen indicar. El cociente P/O obtenido para *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, $24.677,2 \pm 1.782,2$ ($n=12$) es uno de los más altos para la familia (Preston, 1986), y refleja una producción de polen por flor mucho mayor que en otras crucíferas de similar forma vital y de polinización mixta, por insectos y viento (véase por ejemplo Gómez y Zamora, 1996).

La base genética y la solidez evolutiva de esta estrategia mixta es controvertida, ya que no existen modelos plenamente satisfactorios para explicar la selección adaptativa de estos sistemas (Karron, 1991; Holsinger, 1992). No obstante, se han propuesto algunas hipótesis sobre los casos observados; la reproducción combinada estaría justificada como un medio para asegurar la adaptabilidad local mediante la autogamia y para aumentar la variabilidad genética y la flexibilidad evolutiva con el uso de la reproducción cruzada (Regal, 1982; Wyatt, 1983). Cualquiera de las dos opciones puede verse favorecida, según las condiciones ambientales, en el transcurso de la historia evolutiva de la especie. Así por ejemplo, la autocompatibilidad se ha detectado en especies raras derivadas de especies autoincompatibles de área más amplia (Weller, 1994). En esta situación, la autogamia podría ser

eficaz como barrera en el sistema reproductor, ejerciendo un aislamiento que favorecería la especiación en los bordes de área de distribución donde la polinización con los vectores usuales puede estar limitada por las condiciones ambientales (Wyatt, 1983). La autogamia y las bajas proporciones P/O parecen ser más frecuentes en especies colonizadoras y de hábitats inestables, ya que aumentan el éxito reproductor (p.e. Valdés y Díaz Lifante, 1996); por el contrario, la xenogamia se ha considerado asociada a especies que forman parte de ecosistemas maduros y estables (Cruden, 1977) y estaría relacionada con un mecanismo de transporte de polen efectivo, sin limitaciones en los vectores de polinización. En ecosistemas áridos o con estacionalidad en las precipitaciones, algunos autores (Regal, 1982) han indicado que podría ser útil, sobre todo para las plantas perennes dominantes en la comunidad, para el mantenimiento de la diversidad genética, por lo que se favorecerían los sistemas de cruzamiento alógamos.

Si se acepta la validez del sistema mixto en el arbusto turolense, podría ofrecerse la siguiente propuesta sobre el proceso de maduración de los estambres (Figura 6.6). La diferente velocidad de crecimiento de los filamentos segrega dos tipos morfológico-funcionales en el androceo: estambres medianos, largos y exertos, cuyas anteras maduran por encima del estigma y ponen el polen a disposición de los visitantes florales, y estambres laterales, más cortos, cuyas anteras maduran a nivel del estigma impregnándolo y provocando así la autofecundación del óvulo si éste no ha sido previamente fecundado por polen de otra flor. Por el momento, no se ha comprobado esta diferenciación temporal en la maduración de los estambres cortos y largos en el crujiente, ni son conocidos por los autores ejemplos de este comportamiento en otras crucíferas.

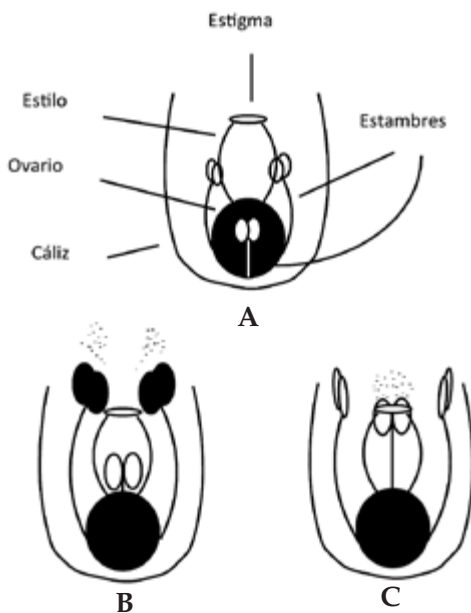


Figura 6.6. Secuencia de maduración propuesta para una flor de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. a. Inicio de la apertura del capullo mostrando las distintas partes del perigonio. b. Flor abierta; las anteras de los estambres más largos, por encima del estigma, se abren por completo. c. Los estambres cortos maduran a la altura del estigma liberando el polen. La flor fecundada se reconoce por el estigma negro y coriáceo. El estilo dará lugar en el fruto a la uña percutora.

En definitiva, parece que este arbusto es alógamo facultativo, lo que concuerda con algunas de las ideas ofrecidas

más arriba. En este sentido, sería útil poder contrastar estos datos sobre el sistema reproductor de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* con otros recogidos en especies relacionadas pero de más amplia distribución (*Vella spinosa*), de área incluso más reducida (*V. lucentina*) o de ciclo más corto (*Carrichtera annua*).

Por el momento, es difícil precisar el papel del viento en la polinización de este arbusto, ya que las altas cifras de la relación P/O en relación a otras especies de Crucíferas (Tabla 6.6) no apoyan los resultados del tratamiento para la apomixis. Según los resultados de los experimentos de polinización, esta crucífera parece ser una especie eminentemente entomógama. Siendo así, la elevada producción de polen podría estar indicando o bien un sistema de transporte de polen poco efectivo o, lo que parece más probable en el caso de ambientes mediterráneos, el ofrecimiento de polen, además de néctar, como recompensa (Herrera, 1988; Bosch, 1992).

Táxones	Ratio polen/óvulos (Media ± E.S.)
A) Autógamas	
<i>Linaria tursica</i>	39,27-60,13 (Valdés y Díaz Lifante, 1996)
<i>Nasturtium officinale</i>	243 ± 26,8 (Preston, 1986)
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	259 ± 11,3 (Preston, 1986)
<i>Sisymbrium officinale</i>	870 ± 43 (Preston, 1986)
<i>Lepidium campestre</i>	1.350 ± 119 (Preston, 1986)
B) Alógamas	
<i>Hormathophylla spinosa</i>	aprox. 1.000 (Gómez y Zamora, 1986)
<i>Cistus albidus</i>	3.466,11 (Bosch, 1992)
<i>Arenaria alfacarensis</i>	5.859,2 ± 936,5 (Goyder, 1987)
<i>Cardaria draba</i>	7.470 ± 240 (Preston, 1986)
<i>Rhamnus legionensis</i>	aprox. 13.700 (Guitián, 1995)
<i>Cakile maritima</i>	18.600 ± 1.070 (Preston, 1986)
<i>Vella pseudocytisus</i> subsp. <i>pau</i>	24.677,2 ± 1.782,2
<i>Raphanus raphanistrum</i>	34.000 ± 3.200 (Preston, 1986)
<i>Raphanus sativus</i>	38.000 ± 3.200 (Preston, 1986)

Tabla 6.6. Ratio polen/óvulo (P/O) para algunas especies de Crucíferas o plantas mediterráneas.

En apoyo a esta forma de polinización aparecen algunas características florales como el color amarillo en los pétalos de *Vella*, que puede tener una gran importancia en la atracción de los insectos en la época de floración (principio de primavera) debido al contraste con los tonos apagados del entorno (Clemente y Hernández-Bermejo, 1978b). Además, la venación de color violáceo sobre el fondo amarillo de los pétalos podrían ser guías de néctar en el sentido que apunta Richards (1996) (Figura 6.1).

En general, la morfología poco especializada de la flor no limita el acceso a la recompensa mixta de polen y néctar a prácticamente ninguna especie de insecto florícola. Por ello, la polinización debe tener lugar me-

dante el concurso de un amplio espectro de visitantes florales y no puede ser considerada, *a priori*, como limitante en las condiciones actuales. Este sistema generalista de polinización es, por lo demás, bastante común en ambientes mediterráneos (Herrera, 1988). No obstante, el tubo que forman los sépalos erectos, ligeramente concrecentes en su parte media, puede constituir una forma de diferenciación como método para la atracción selectiva de animales polinizadores (Clemente y Hernández-Bermejo, 1978b) en detrimento de los insectos lengüicortos. Aún así, es necesario cuantificar la efectividad de los agentes polinizadores de esta planta con exactitud.

El elevado cociente P/O, la alogamia facultativa y la polinización entomógama pueden ayudar a ofrecer hipótesis sobre su hábitat original, útiles para ser consideradas en un proyecto de restauración. De este modo, parece que estas características son comunes a especies que forman parte de etapas maduras de la vegetación, eminentemente xenógamas, y con una repartición uniforme o en pequeños grupos, al utilizar como vectores a los insectos. El equilibrio entre auto y xenogamia en el sentido que habla Holsinger (1992) ha debido ser variable en el tiempo y en el espacio, influenciado en gran medida por las condiciones ambientales.

Consecuencias conservacionistas

Los altos valores de producción registrados son una garantía conservacionista de primer orden (pensemos que un bajo número de semillas podría limitar las posibilidades de colonización, ver por ejemplo Young *et al.*, 2007) y por el momento desaconsejarían la intervención en las poblaciones. No obstante, de producirse la necesidad de riegos o abonados, se debería tener en cuenta que la planta tiene un solo pico de crecimiento primaveral. Los riegos veraniegos se tendrían que dar con una frecuencia e intensidad suficientes para superar el estado de la planta en pleno proceso de eliminación de hojas. Acción que parece no estar regulada directamente por las precipitaciones sino más bien por otros factores no estudiados, tales como la ausencia de agua en las raíces, las altas temperaturas o la evapotranspiración. De este modo, en el caso de los ejemplares adultos para mejorar la productividad y el crecimiento serían mucho más efectivos los aportes de agua y nutrientes primaverales en condiciones de sequía, al coincidir con la formación de las flores y los crecimientos vegetativos.

Por otra parte, los riegos y abonados no se han traducido en un aumento de la producción en algunos casos (Pavlik *et al.*, 1993), y por el momento el beneficio de los riegos en las reintroducciones efectuadas no parece ser decisivo (Capítulo 11). En todo caso, si se comprueba la hipótesis del éxito reproductivo diferencial talud-ladera, estas actividades po-

drían ser recomendables siempre y cuando tuviésemos en cuenta que la respuesta del arbusto (en productividad o crecimiento por ejemplo) no será en principio rápida. La distinción talud-ladera también podría aconsejar un mayor control del pastoreo en la zona para que tuviese en cuenta los ciclos productivos del arbusto, lo que ocasionaría menos pérdidas de flores, frutos y reservas energéticas, y probablemente una mayor cosecha de semillas.

En el momento presente, los efectos negativos que las actividades humanas (la fragmentación y aislamiento de las poblaciones) podrían tener sobre la expresión sexual de la especie no existen; la productividad registrada no parece baja, y tampoco parecen haber elevado el nivel de endogamia (Capítulo 7). A corto plazo, la autocompatibilidad registrada y el nivel de propagación vegetativa que posee esta planta ofrecen una oportunidad conservacionista de valor, ya que con escasos individuos se permite la producción de semilla viable.

Sería de ayuda la determinación de la distancia efectiva de los vectores de polinización y su resistencia a la fragmentación (Kwak y Bekker, 2006). De cualquier modo y *a priori*, dada la forma poco específica de polinización utilizada por este taxon, las recomendaciones para el manejo de la interacción planta-polinizador (*sensu* Kearns y Inouye, 1997) son la preservación de los taludes y lindes entre cultivos, donde existe una oferta variada de polen y néctar que puede asegurar el mantenimiento de una entomofauna asociada. Con esto podrían conservarse niveles óptimos de xenogamia y se evitarían medidas más complicadas tales como la polinización manual.

Agradecimientos

Fátima Franco Múgica (por el desarrollo de la relación P/O) y David Orueta Martínez (por sus ideas, trabajo de campo y diseño gráfico con un potente Harvard Graphics en el apartado sistema reproductor) contribuyeron de forma decisiva en los resultados. Además de estas dos personas, realizaron también trabajo de campo Leoncio Moreno Rivero y David Galicia Herbada. Este trabajo formó parte del proyecto “Biología de la reproducción y conservación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, *Centaurea pinnata* y *Kascheninnikovia ceratoides*” encargado y financiado por el Departamento de Medio Ambiente de la Diputación General de Aragón en los años 1995 a 1997. Parte de las ideas expuestas se desarrollaron en el “Plant Conservation Techniques Course” del Jardín Botánico de Londres en Kew durante 1994, gracias a una beca de estudios del Departamento de Educación de dicho Jardín. Agradecemos a Santiago Pajarón Sotomayor (UCM) la revisión crítica del capítulo.

Referencias

- Arroyo, J. (1988). Fenología de la floración en especies del matorral del sur de España. *Lagascalia* 15(Extra): 593-606.
- Bosch, J. (1992). Floral biology and pollinators of three co-occurring *Cistus* species (*Cistaceae*). *Botanical Journal of the Linnean Society* 109: 39-55.
- Burckhardt, D., Lauterer, P. (1997). A taxonomic reassessment of the trioziid genus *Bactericera* (Hemiptera: Psylloidea). *Journal of Natural History* 31: 99-153.
- Clemente, M., Hernández-Bermejo, E. (1978a). El aparato nectarígeno en la tribu *Brassicaceae* (Cruciferae). *Anales del Instituto Botánico A.J. Cavanilles* 35: 279-296.
- Clemente, M., Hernández-Bermejo, E. (1978b). La corola en la tribu *Brassicaceae*. *Anales del Instituto Botánico A.J. Cavanilles* 35: 297-334.
- Cruden, R.W. (1977). Pollen-ovule ratios: a conservative indicator of breeding systems in flowering plants. *Evolution* 31: 32-46.
- Domínguez, F. (2000). *Herramientas para la conservación de la flora ibérica: Aproximación histórica, el caso de Vella pseudocytisus subsp. pau y estudio de los patrones de rareza y amenaza*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- García-Fayos, P., Recatalá, T.M., Cerdá, A., Calvo, A. (1995). Seed population dynamics on badland slopes in southern Spain. *Journal of Vegetation Science* 6: 691-696.
- Gómez, J.M., Zamora, R. (1996). Wind pollination in high-mountain populations of *Hormathophylla spinosa* (Cruciferae). *American Journal of Botany* 83 (5): 580-585.
- Goyder, D.J. (1987). Observations on the geographical distribution, reproductive biology and ecology of *Arenaria alfacarensis* Pamp. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 44(2): 285-297.
- Guitián, J., Sánchez, J.M. (1992). Flowering phenology and fruit set of *Petrocoptis grandiflora* (Caryophyllaceae). *International Journal of Plant Sciences* 153(2): 409-412.
- Guitián, J., Sánchez, J.M., Guitián, P. (1992). Niveles de fructificación en *Crataegus monogyna* Jacq., *Prunus mahaleb* L. y *Prunus spinosa* L. (Rosaceae). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 50(2): 239-245.
- Guitián, P. (1995). Reproductive biology of *Rhamnus legionensis* Rothm., a dioecious species endemic to the northwest Iberian peninsula. *Flora* 190: 345-352.
- Hegazy, A.K., Eesa, N.M. (1991). On the ecology, insect seed-predation, and conservation of a rare and endemic plant species: *Ebenus armitagei* (Leguminosae). *Conservation Biology* 5(3): 317-324.
- Herrera, C.M. (1989). Biología y ecología de *Viola cazorlensis*. II. Uso de sustratos, reproducción y consumo por los herbívoros. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 47(1): 125-138.
- Herrera, J. (1986). Flowering and fruiting phenology in the coastal shrublands of Doñana, south Spain. *Vegetatio* 68: 91-98.
- Herrera, J. (1988). Pollination relationships in southern Spanish mediterranean shrublands. *J. Ecol.* 76: 274-287.

- Holsinger, K.E. (1992). Ecological models of plant mating systems and the evolutionary stability of mixed mating systems. En: Wyatt, R. (ed.), *Ecology and evolution of plant reproduction. New approaches*: 169-98. Chapman & Hall, New York.
- Karron, J.D. (1987). The pollination ecology of co-occurring geographically restricted and widespread species of *Astragalus* (Fabaceae). *Biological Conservation* 39: 179-193.
- Karron, J.D. (1991). Patterns of genetic variation and breeding systems in rare plant species. En: Falk, D.A., Holsinger, K.E. (eds.), *Genetics and conservation of rare plants*: 87-98. Oxford University Press, New York.
- Kearns, C.A., Inouye, D.W. (1997). Pollinators, flowering plants, and conservation biology. *BioScience* 47(5): 297-307.
- Kochmer, J.P., Handel, S.N. (1986). Constraints and competition in the evolution of flowering phenology. *Ecological Monographs* 56(4): 303-325.
- Kwak, M.M., Bekker, R.M. (2006). Ecology of Plant Reproduction: Extinction Risks and Restoration Perspectives of Rare Plant Species. En: Waser N.M., Ollerton, J. (eds.), *Plant-Pollinator Interactions from Specialization to Generalization*: 362-386. The University of Chicago Press, Chicago.
- Mooney, H.A., Kummerow, J. (1981). Phenological development of plants in mediterranean-climate regions. En: Di Castri, F., Goodall, D.W., Specht, R.L. (eds.), *Ecosystems of the World 11. Mediterranean-type shrublands*: 303-307. Elsevier, Amsterdam.
- Norusis, M.J., SPSS (1993). *SPSS for Windows: Advanced Statistic, Release 6.0*. SPSS, Chicago.
- Pavlik, B.M., Ferguson, N., Nelson, M. (1993). Assessing limitations on the growth of endangered plant populations, II. Seed production and seed bank dynamics of *Erysimum capitatum* subsp. *angustatum* and *Oenothera deltoides* subsp. *howellii*. *Conservation Biology* 65: 267-278.
- Petanidou, T., Pott, S.G. (2006). Mutual Use of Resources in Mediterranean Plant-Pollinator Communities: How Specialized Are Pollination Webs? En: Waser N.M., Ollerton, J. (eds.), *Plant-Pollinator Interactions from Specialization to Generalization*: 123-144. The University of Chicago Press, Chicago.
- Pigott, C.D. (1992). Are the distributions of species determined by failure to set seed? En: Marshall, C., Grace, J. (eds.), *Fruit and seed production*: 203-216. Cambridge University Press, London.
- Preston, R.E. (1986). Pollen-ovule ratios in the *Cruciferae*. *American Journal of Botany* 73(12): 1732-1740.
- Primack, R.B. (1987). Relationships among flowers, fruits, and seeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 409-430.
- Proctor, M., Yeo, P., Lack, A. (1996). *The natural history of pollination*. Harper Collins Publishers, London.
- Regal, P.J. (1982). Pollination by wind and animals: ecology of geographic patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 13: 497-524.
- Richards, A.J. (1997). *Plant breeding systems*. Chapman & Hall, London.

- Sans, F.X., Bonet, A. (1993). Producción de frutos y semillas en *Diploptaxis eruroides* (L.) DC. sometida a diferentes tratamientos de polinización. *Collectanea Botanica (Barcelona)* 22: 49-54.
- Slatkin, M. (1985). Gene flow in natural populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 393-430.
- Stockmarr, J. (1971). Tablets with spores used in absolute pollen analysis. *Pollen et Spores* 13: 615-621.
- Sutherland, S. (1986). Patterns of fruit-set: what controls fruit-flower ratios in plants? *Evolution* 40 (1): 117-128.
- Valdés, B., Díaz Lifante, Z. (1996). Habitual autogamy in *Linaria tursica* Valdés et Cabezudo (Scrophulariaceae). *Flora* 191: 329-333.
- van der Pijl, L. (1982). *Dispersal in higher plants*. Springer-Verlag, Berlin.
- Weller, S.G. (1994). The relationship of rarity to plant reproductive biology. En: Bowles, M.L., Whelan, C.J. (eds.), *Restoration of endangered species. Conceptual issues, planning and implementation*: 90-117. Cambridge University Press, Cambridge.
- Whigham, D.F., McWethy, M. (1980). Studies on the pollination ecology of *Tipularia discolor* (Orchidaceae). *American Journal of Botany* 64 (4): 550-555.
- Whitehead, D.R. (1983). Wind pollination: some ecological and evolutionary perspectives. En: Real, L. (ed.), *Pollination biology*: 97-108. Academic Press, Orlando.
- Wiens, D., Nickrent, D.L., Davern, C.I., Calvin, C.L., Vivrette, J. (1989). Developmental failure and loss of reproductive capacity in the rare palaeoendemic shrub *Dedekera eurekensis*. *Nature* 338: 65-67.
- Willson, M.F., Rice, B.L., Westoby, M. (1990). Seed dispersal spectra: a comparison of temperate plant communities. *Journal of Vegetation Science* 1: 547-562.
- Woolhouse, H.W. (1992). Plant reproductive biology: an overview. En: Marshall, C., Grace, J. (eds.), *Fruit and seed production*: 1-7. Cambridge University Press, London.
- Wyatt, R. (1983). Pollinator-Plant interactions and the evolution of breeding systems. En: Real, L. (ed.), *Pollination biology*: 51-95. Academic Press, Orlando.
- Young, A.S., Chang, S.-M., Sharitz, R.R. (2007). Reproductive ecology of a federally endangered legume, *Baptisia arachnifera*, and its more widespread congener, *B. lanceolata* (Fabaceae). *American Journal of Botany* 94(2): 228-236.

Capítulo 7. Genética de poblaciones

Ernesto Pérez-Collazos
Pilar Catalán Rodríguez

Resumen

Los estudios genético-poblacionales tienen una gran relevancia en los programas de conservación de plantas amenazadas, ya que ofrecen herramientas moleculares y métodos de análisis imprescindibles para conocer los niveles de diversidad y de estructura genética de sus poblaciones, estimar procesos espacio-temporales evolutivos, e incluso predecir el futuro dinamismo genético de los táxones estudiados. Esta información resulta elemental para una efectiva conservación y para realizar mejoras en los planes de gestión de dichas plantas. Con el fin de conocer los niveles de variabilidad y la estructura genética de las poblaciones de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* y proponer medidas de conservación específicas, se realizaron estudios genético-poblacionales con marcadores moleculares isoenzimáticos y AFLPs. Los análisis incluyeron un amplio muestreo poblacional que abarcó todo el área de distribución geográfica del taxon en los valles del Alfambra y del Turia. Además, se analizaron las progenies gaméticas de varios individuos para dos *loci* isoenzimáticos que mostraron heterocigosidad fijada, con el fin de clarificar el nivel de ploidía y el potencial origen paleo-poliploide de la planta. Los patrones isoenzimáticos de bandas múltiples observados en la mayoría de los *loci* analizados apoyan la naturaleza poliploide del taxon, mientras que la herencia de patrones fijados en heterocigosis en los tejidos gametofíticos indica que la planta es alotetraploide. Este origen híbrido, alopoliploide, podría ser representativo del resto de los miembros de la tribu Vellinae a la que pertenece el taxon. Tanto los marcadores isoenzimáticos como los AFLPs detectaron unos elevados niveles de diversidad genética y una fuerte estructura micro-espacial, diferenciando tres grupos genéticos (Alfambra, Turia-1 y Turia-2) sin aparente flujo génico entre ellos pese a las cortas distancias geográficas que los separan. La alotetraploidía y la reproducción alógama de esta planta pueden haber contribuido al mantenimiento de los altos niveles de variabilidad genética de las poblaciones, mientras que la fragmentación del hábitat puede haber incrementado el aislamiento genético observado entre los tres grupos. La aplicación de los resultados genéticos a la delimitación de microrreservas en los valles del Alfambra y del Turia, para la conservación *in situ*, y al diseño de un muestreo selectivo de germoplasma en sus poblaciones, para la conservación *ex situ*, supondrán un notable avance en los actuales programas de conservación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*.

Abstract

Population genetic studies have had a great relevance in conservation programs of endangered plants due to their feasibility to provide molecular markers and analytical methods essential to know the levels of genetic diversity and structure of their populations, to estimate spatial and temporal evolutionary processes and to predict the future population dynamics of the studied taxa. This information is crucial to design more efficient conservation strategies and to improve the management plans of threatened plants. Population genetics allozyme and AFLP analyses were conducted on this taxon to explore the levels of genetic diversity and spatial structure of its populations and to address *in situ* and *ex situ* strategies for its conservation. Analyses included a large population sampling which covered all the spatial distribution of the taxon in the Alfambra and Turia valleys (Teruel, Spain). In addition, the gametic progenies of several individuals were analysed for two allozyme *loci* that showed fixed heterozygosity to test for the ploidy and putative palaeo-allopolyploid origin of this plant. The multiple banded allozyme profiles observed for most of the surveyed *loci* indicated the polyploidy of this taxon, whereas coinherited fixed heterozygous patterns exhibited by the gametophytic tissues of the mother plants supported the allotetraploidy of the plant. This hybrid allopolyploid origin could be representative of other taxa of the core Velliinae group to which *V. pseudocytisus* subsp. *pau* belongs.

Both allozyme and AFLP markers detected high levels of genetic diversity, and a strong micro-spatial genetic structure was recovered from AFLP, differentiating three genetic groups (Alfambra, Turia-1 y Turia-2) with no apparent gene flow among them. Allotetraploidy and outcrossing reproduction have probably contributed to maintenance of high levels of genetic variability of the populations, whereas habitat fragmentation may have enhanced the high genetic isolation observed among groups.

The application of these genetic results to the delimitation of *in situ* microgenetic reserves in the Alfambra and Turia valleys and to a selective sampling of germplasm stocks for *ex situ* conservation constitute important advances in current management programs of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*.

Introducción

El empleo de los marcadores moleculares en el estudio de los seres vivos ha permitido evaluar una parte importante de la biodiversidad que hasta el momento no había sido caracterizada (Rafalski, 1994). Gracias a las técnicas moleculares ha sido posible determinar las relaciones entre individuos, poblaciones y especies, describiendo así la estructura genética intra e inter-específica con el fin de diseñar planes de conservación *in situ* y *ex situ* que correspondan a los niveles de diversidad genéticos detectados en las poblaciones. Los marcadores moleculares son herramientas muy útiles en la resolución de conflictos taxonómicos, y en la detección de procesos evolutivos (cuellos de botella, efectos fundadores, y depresión por endogamia, entre otros) que han podido afectar a las especies

estudiadas, y juegan un papel importante en el establecimiento y en la validación de hipótesis evolutivas (extinción, migración y colonización), que nos ayudan a comprender mejor la base biológica y la evolución de los organismos (Schlötterer, 2004; Bonin *et al.*, 2007; Santiago Valentín y Francisco Ortega, 2008).

En los últimos años, tras el creciente y rápido aumento de la pérdida de biodiversidad mundial a causa de la alteración antrópica del medio, se hace imprescindible conocer la variabilidad genética y la estructura poblacional de las especies amenazadas para establecer medidas oportunas encaminadas a su conservación. Los marcadores moleculares permiten estimar una serie de parámetros genético-poblacionales relacionados con la viabilidad y la eficacia biológica (*fitness*) de los individuos y han sido utilizados en la caracterización de poblaciones vegetales amenazadas con el fin de aportar información para el desarrollo de planes de conservación adecuados (Rodríguez *et al.*, 2003; Rottenberg y Parker 2003; Segarra Moragues y Catalán, 2003; Tero *et al.*, 2003; Xue *et al.*, 2004; Schlötterer, 2004; Pérez Collazos y Catalán 2006; Pérez Collazos *et al.*, 2007, 2008; Santiago Valentín y Francisco Ortega, 2008)

Vella pseudocytisus L. (Vellinae, Brassicaceae) puede considerarse una planta modelo en la conservación de la flora esteparia amenazada de la península Ibérica y del NW de África, ya que presenta tres subespecies ibero-magrebíes con una distribución geográfica muy reducida, con escasas poblaciones y con un número de individuos por población relativamente bajo en casi todas ellas (Capítulo 5). *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo es uno de esos tres táxones, que se halla presente hoy en día tan solo en unas pocas poblaciones repartidas en áreas muy restringidas de los valles del Alfambra y del Turia, en la provincia de Teruel.

Las diferencias observadas en los niveles de ploidía de los tres táxones infra-específicos de *V. pseudocytisus* motivaron que algunos autores los considerasen como posibles especies distintas, pero sus afinidades morfológicas favorecieron su clasificación dentro de una misma especie con rango subespecífico (Gómez Campo, 1981). Por otro lado, la posesión de un número cromosómico básico alto ($x = 17$) dio pie a la formulación de hipótesis acerca del posible origen anfídiploide de estos táxones (cf. Gómez Campo 1981; Crespo *et al.*, 2000). Los recuentos cromosómicos que se han realizado en las subespecies de *Vella pseudocytisus* indican la existencia de individuos diploides, con $2n = 34$ cromosomas (i.e. *V. pseudocytisus* subsp. *glabrata* Greuter, endémica del NW de África), e individuos tetraploides, con $2n = 68$ cromosomas (i.e. *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* endémica del centro y sur de la península Ibérica) (Gómez Campo, 1981), aunque estudios posteriores detectaron un número cromosómico diploide de $2n = 34$ en poblaciones de su área de distribución

meridional (Galicia *et al.*, 2003). El nivel de ploidía de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* también ha sido discutido. Los primeros recuentos, de $2n = 34$ cromosomas, sugerían una naturaleza diploide (Gómez Campo, 1981), no obstante estudios posteriores revelaron la posible tetraploidia de la subespecie al encontrarse individuos con $2n = 68$ cromosomas (Domínguez *et al.*, 2003).

Vella pseudocytisus subsp. *pau* ha sido catalogada como “en peligro de extinción” debido a que la planta ocupa un área de distribución total muy restringida, a su escaso número de poblaciones, y al impacto antrópico al que está sometida (Domínguez *et al.*, 2003). Recientemente, el Gobierno de Aragón aprobó un plan para su recuperación, en el que se priorizó el estudio de su demografía, los estudios genético-poblacionales y de diversidad genética y el establecimiento de un banco de germoplasma (Capítulo 2). Como resultado de esta normativa, se han llevado a cabo investigaciones genético-poblacionales con diferentes marcadores moleculares (Pérez Collazos, 2005; Pérez Collazos y Catalán, 2006; Catalán *et al.*, 2007).

Se han empleado dos técnicas moleculares para estudiar la diversidad y la estructura genética de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*, las isoenzimas y los AFLP. La técnica isoenzimática (Hunter y Markert, 1957), entendiendo a las isoenzimas como las distintas variantes de un enzima determinado que presentan idéntica o similar función y están presentes en un mismo individuo, permite la determinación del genotipo individual formado por los alelos que codifican estas proteínas, inferido a partir de la visualización de las actividades enzimáticas de sus variantes proteínicas (Wendel y Weeden, 1989). Estos marcadores permitieron determinar el genotipo de algunos de los individuos estudiados, así como confirmar el nivel de ploidia y establecer el carácter alopoliploide de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* (Pérez Collazos y Catalán, 2006). La técnica AFLP (*Amplified Fragment Length Polymorphism*; Vos *et al.*, 1995) permite obtener marcadores moleculares capaces de detectar altos niveles de polimorfismos, o diferencias genéticas mutacionales, entre individuos (*fingerprinting*), poblaciones y áreas geográficas (Arnold y Emms, 1998; Schlötterer, 2004; Pérez Collazos, 2005). Esta técnica explora aleatoriamente la diversidad genética del genoma nuclear mediante procesos sucesivos de digestión del ADN con enzimas de restricción, unión de adaptadores específicos a los lugares de restricción de las enzimas en los extremos de los fragmentos, amplificación preselectiva de los fragmentos digeridos, y amplificación específica de fragmentos a partir de los productos de la amplificación anterior. Diferentes combinaciones de enzimas de restricción y de adaptadores, junto con sus correspondientes cebadores selectivos, producen múltiples patrones de bandas polimórficas, permitiendo evaluar la diversidad genética de los individuos estudiados. Esta técnica detectó una elevada estructura

genética en las poblaciones de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* (Pérez Collazos y Catalán, 2006). Los resultados obtenidos con ambos marcadores permitieron determinar el estado de variabilidad genética de la planta y consolidar hipótesis evolutivas sobre este endemismo estepario (Pérez Collazos y Catalán, 2006; Catalán *et al.*, 2007).

Material y métodos

El muestreo de los individuos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* comprendió todo el área de distribución conocida de este endemismo, e incluyó un total de seis poblaciones que totalizaron 162 individuos (Figura 7.1). Dos de ellas correspondían al núcleo septentrional más reducido del valle del Alfambra, en Cuevas Labradas (VP01) y Villalba Baja (VP02), mientras que las otras cuatro fueron muestreadas en el núcleo poblacional meridional más extenso del valle del Turia: Villel-1 (VP03), Villel-2 (VP04), Villastar-1 (VP05) y Villastar-2 (VP06). En general, todas las localidades se encontraban bastante próximas, estando separadas 1 ó 2 km entre sí las del mismo núcleo geográfico, y aproximadamente 10 km las de núcleos distintos. Las poblaciones, en términos generales, eran de carácter discontinuo, con individuos bastante dispersos, y fragmentadas por la roturación de los terrenos para campos de cereal. La población mejor conservada era la de Villalba Baja, que se encuentra asentada en los fondos de un barranco natural sobre suelos deleznable de tosca. La subpoblación muy reducida de Villel-2 (VP04) pudiera ser o bien la reminiscencia del límite de una población ancestral más amplia sometida a fragmentación, o bien el resultado de un efecto fundador, ya que en ella se encontraron y muestrearon únicamente unos pocos individuos jóvenes.

Con el fin de estimar la diversidad y la estructura genética de estas poblaciones se analizaron marcadores moleculares isoenzimáticos, de naturaleza codominante, que permiten diferenciar los individuos heterocigotos de los homocigotos, y marcadores moleculares AFLP, de naturaleza dominante, que detectan mayores niveles de variabilidad genética. Para la extracción de las proteínas isoenzimáticas y su separación por electroforesis se utilizó el protocolo de Wendel y Weeden (1989). Se examinaron 16 sistemas enzimáticos, de los cuales 11 generaron bandas alélicas en *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*.

Con el fin de investigar el origen evolutivo de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* y determinar si su tetraploidia se debió a un proceso de autopoliploidización o de alopoliploidización, se llevó a cabo un análisis isoenzimático de herencia gametofítica con dos sistemas que mostraban heterozigosis fijada (PGI, TPI) utilizando tejido vegetal y tejido polínico

de plantas madres. Para dicho análisis los granos de polen de cinco plantas madres fueron extraídos de las anteras y analizados simultáneamente con los extractos foliares de los mismos individuos y fueron estudiados para los *loci* PGI-2 y TPI-2.

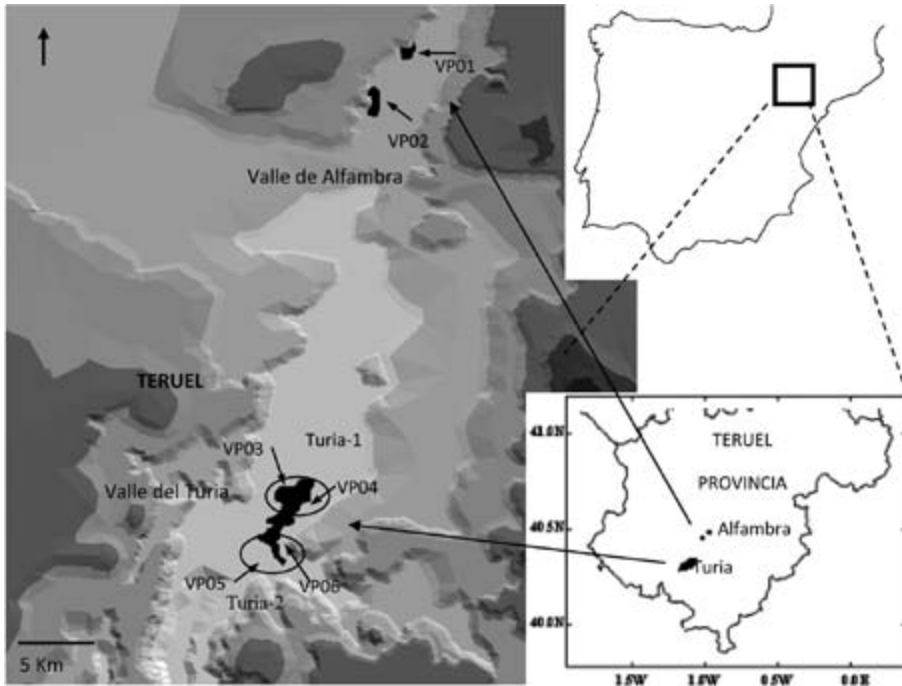


Figura 7.1. Mapa del área de distribución de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* y de las poblaciones muestreadas en el valle de Alfambra: Cuevas Labradas (VP01), Villaba Baja (VP02), y en el valle del Turia: Villel-1 (VP03), Villel-2 (VP04), Villastar-1 (VP05), Villastar-2 (VP05).

En la técnica AFLP (Vos *et al.*, 1995) se emplearon las enzimas de restricción *EcoRI* y *Mse I*, y la enzima ligasa T4 para la unión de adaptadores. Se realizó una amplificación pre-selectiva utilizando cebadores de la casa comercial Invitrogen y posteriormente una amplificación selectiva con pares de cebadores específicos (E-AAG/M-CTC, E-ACC/M-CAG, y E-AGC/M-CTA). Tras un ensayo piloto de 10 combinaciones de cebadores diferentes, se seleccionaron las tres combinaciones que generaron un mayor número de bandas reproducibles e informativas, capaces de detectar una alta variabilidad dentro y entre poblaciones. Estos marcadores fueron utilizados en los posteriores análisis genético-poblacionales del conjunto de la muestras.

Resultados y Discusión

Alopoliploidía y posible origen de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*

Los patrones de bandas electroforéticas de una enzima monomérica en una especie diploide suelen ser fácilmente interpretables, ya que la presencia de una sola banda electroforética indica la existencia de un solo alelo y por tanto de un genotipo homocigoto para ese *locus*, mientras que la presencia de dos bandas correspondería a un genotipo heterocigoto. En sistemas diméricos, tetraméricos y hexaméricos el número de bandas electroforéticas de los genotipos heterocigotos para una especie diploide está también definido (3, 5, 7; cf. Soltis y Soltis, 1989). Sin embargo, en los individuos estudiados de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* se detectaron patrones multialélicos complejos que no se corresponden con lo esperado para una planta diploide. Solamente dos *loci*, de los 19 sistemas enzimáticos estudiados (ME y SKD), fueron homocigotos monomórficos, mientras que el resto presentó un número de bandas superior al esperado. Por ejemplo, los sistemas monoméricos ACO y PGM revelaron *loci* con cinco y seis bandas diferentes por individuo, respectivamente. Por otro lado, los sistemas PGI y TPI mostraron heterocigosis fijada en casi todos sus individuos, un indicio de la posible existencia de duplicaciones génicas o de un origen híbrido de la planta (Wolko y Weeden, 1989; Williamson y Werth, 1999; Segarra Moragues y Catalán, 2002).

La presencia de un mayor número de bandas isozimáticas que las esperadas es un hecho común en angiospermas (Gottlieb, 1977; Goldring *et al.*, 1985; Weeden y Wendel 1989; Wolko y Weeden, 1989; Williamson y Werth, 1999; Segarra Moragues y Catalán, 2002; Pérez Collazos y Catalán, 2006), y ha sido explicada como la consecuencia de fenómenos de poliploidía, ya que en los individuos poliploides la posesión de un mayor número de dotaciones cromosómicas incrementa las posibilidades de polimorfismos alélicos en los *loci*, lo que se traduce en un número más elevado de bandas de las que presentaría un individuo diploide.

Los resultados de los análisis comparados de patrones isozimáticos fijados en heterocigosis de los *loci* PGI-2 y TPI-2 en tejidos foliares y en tejidos polínicos de plantas madres mostraron una total similitud (Figura 7.2). Estos resultados indican que en las progenies gaméticas se está produciendo co-segregación de ambos alelos. Esto podría explicarse por fenómenos de duplicación génica de estos *loci*, cuando, como consecuencia de un proceso mutacional de recombinación desigual, el material genético de un alelo de un *locus* determinado adquiere una nueva copia (Gottlieb, 1977; Goldring *et al.*, 1985; Wolko y Weeden, 1989; Williamson y Werth, 1999; Segarra Moragues y Catalán, 2002), o por fenómenos de anfiploidía, cuando el material genético de dos especies diferentes se mezcla

por hibridación y, tras la duplicación posterior de cada genoma, aumenta la ploidía del híbrido (Weeden y Wendel, 1989; Liston *et al.*, 1995; Segarra Moragues *et al.*, 2004). En este caso, las evidencias anteriores apoyan la segunda hipótesis. La correspondencia total entre los patrones isoenzimáticos fijados en heterozigosis del tejido foliar y del tejido polínico en el mismo individuo indica que la herencia de los dos alelos se está dando en el mismo gameto y, por consiguiente, que la planta es alopoliploide. Este patrón común observado en ambos tejidos indica una herencia duplicada disómica, característica de un alotetraploide, a diferencia de la expresión independiente de cada gen en el *pool* gamético de la antera, característico de los diploides, o de las segregaciones polisómicas esperadas para un autotetraploide (Weeden y Gottlieb, 1979; Segarra Moragues *et al.*, 2004).

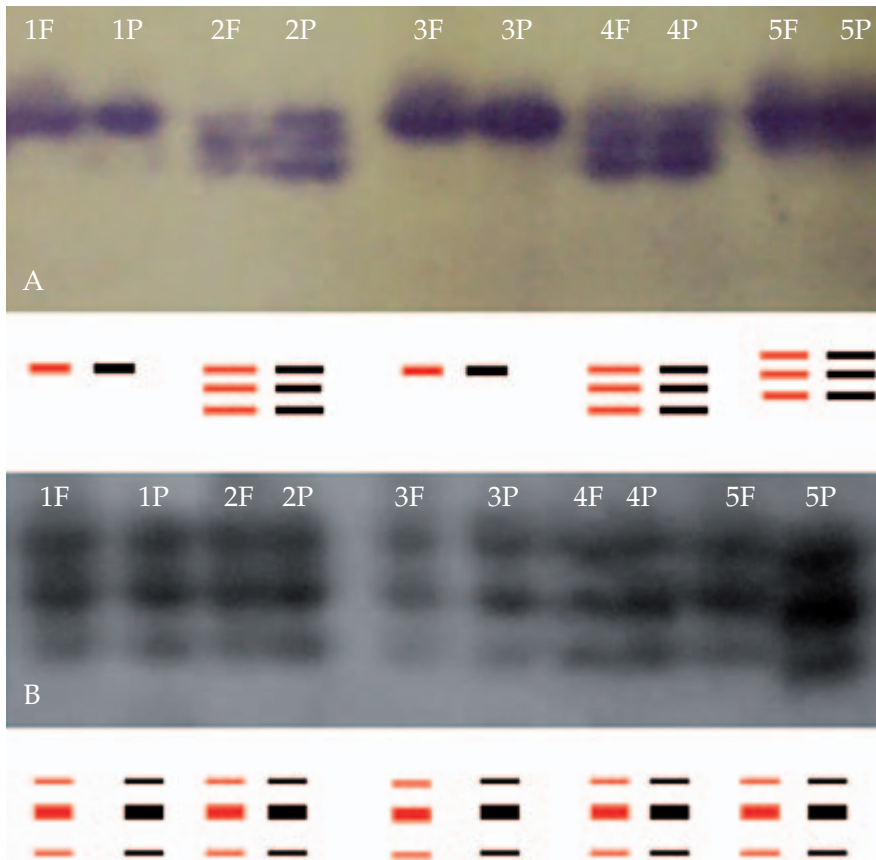


Figura 7.2. Patrones isoenzimáticos de tejido foliar (F) y de tejido polínico (P) de cinco individuos diferentes de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* de la población VPO2. A) *locus* PGI-2, B) *locus* TPI-2. Los patrones de bandas correspondientes se muestran de forma esquemática bajo la foto en rojo (muestras foliares) y en negro (muestras polínicas).

En *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* es mucho más probable que se haya dado un proceso de poliploidización en lugar de diversas duplicaciones independientes, ya que es improbable que todos los alelos de sus *loci* hayan sufrido un proceso mutacional de duplicación. De esta manera, la determinación de dichos patrones complejos, bastante similares a los detectados en otras plantas tetraploides (Hörald y Grielhuber, 2002; López Pujol *et al.*, 2004), y del número de bandas notablemente mayor a lo esperado para cada sistema enzimático, permitió corroborar la tetraploidía de la subespecie (Pérez Collazos y Catalán, 2006).

Dicha tetraploidía parece corresponderse con el patrón evolutivo cariológico de la especie *Vella pseudocytisus* en el Mediterráneo occidental (Pérez Collazos y Catalán, 2006). Dicho modelo se caracteriza por presentar un gradiente de poliploidización creciente en dirección sur-norte, coincidente con los niveles de ploidía observados en las subespecies y grupos geográficos de *V. pseudocytisus*. Las poblaciones diploides muestran una distribución más meridional: *V. pseudocytisus* subsp. *glabrata* ($2n = 34$; Gómez Campo, 1981) en el norte de Marruecos y Argelia y *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* ($2n = 34$; Blanca *et al.*, 1999; Galicia *et al.*, 2003) en las Sierras Béticas del sur de la península Ibérica. Por el contrario, en zonas más septentrionales de la Península se distribuyen las poblaciones tetraploides: *V. pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* ($2n = 68$; Gómez Campo, 1981, 1993; Galicia *et al.*, 2003) en el valle del Tajo y *V. pseudocytisus* subsp. *pau* ($2n = 68$; Domínguez *et al.*, 2003; Pérez Collazos y Catalán, 2006) en los valles turolenses.

Diversidad genética de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*

La complejidad de los patrones isoenzimáticos impidió conocer el genotipo de los individuos estudiados. Sin embargo, dichos patrones fueron utilizados como un marcador de carácter dominante, es decir, se codificaron como presencias y ausencias alélicas (eliminando las bandas mixtas y heterodiméricas proteínicas) en una matriz binaria, a partir de la cual se desarrolló una serie de análisis genéticos. No obstante, con el fin de obtener información más detallada de la diversidad genética y de la estructura poblacional de la especie, los 162 individuos fueron analizados mediante la técnica de marcadores moleculares hipervariables AFLP. Tanto las isoenzimas como los AFLP detectaron altos niveles de diversidad genética en las poblaciones estudiadas, utilizando parámetros tales como el número total de bandas o fragmentos (T), los números de fragmentos exclusivos (f_u) y raros (f_r), el índice de diversidad de Nei (h), expresado como $h = 1 - 1/m \sum_l \sum_u plu^2$, donde plu es la frecuencia del fragmento u^{th} en el locus l^{th} y m es el número total de *loci* (Peever y Milgroom, 1994), y el porcentaje de *loci* polimórficos (%P) (Tabla 7.1).

	T_{enz}	T_{AFLP}	fu_{enz}	fu_{AFLP}	fr_{enz}	fr_{AFLP}	h_{enz}	h_{AFLP}	$\%P_{enz}$	$\%P_{AFLP}$
VP01	33	133	1	1	7	10	0,523	0,530	63,62	62,50
VP02	31	137	1	3	4	19	0,512	0,580	63,82	65,85
VP03	28	126	0	1	4	7	0,557	0,603	59,57	63,94
VP04	34	123	0	0	3	23	0,461	0,563	72,34	59,13
VP05	30	135	0	0	5	9	0,546	0,522	63,00	64,90
VP06	31	125	1	1	2	16	0,532	0,541	65,96	61,53
Total	47	208	-	-	9	23	0,552	0,581	80,86	91,83

Tabla 7.1. Índices de diversidad genéticos obtenidos de los marcadores moleculares isoenzimáticos y AFLP en seis poblaciones de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*. Número total de bandas (T), número de fragmentos exclusivos (fu) y raros (fr), índice de diversidad de Nei (h), porcentaje de *loci* polimórficos ($\%P$). Los códigos de las poblaciones están indicados en la Figura 7.1.

Debido al carácter altamente polimórfico de los AFLP y a que son capaces de detectar un alto número de bandas ($T_{AFLP} = 208$ vs $T_{enz} = 47$), los índices de diversidad genética de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* fueron superiores a los detectados mediante las isoenzimas (Tabla 7.1). Sin embargo, las isoenzimas encontraron niveles medios-altos de diversidad genética (h_{enz} , $\%P_{enz}$). El porcentaje de *loci* polimórficos ($\%P_{enz} = 80,86\%$, $\%P_{AFLP} = 91,83\%$) y la diversidad genética de Nei a nivel específico ($h_{enz} = 0,552$ y $h_{AFLP} = 0,581$) indicaron que *V. pseudocytisus* subsp. *pau* presenta unos niveles superiores a los esperados para una planta alógama con una distribución geográfica restringida, ya que dichos valores suelen oscilar entre $h = 0,117-0,198$ en el caso de especies endémicas estudiadas con marcadores AFLP (Travis *et al.*, 1996; Keiper y McConchie, 2000; Gaudeul *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2007). Por ello se puede concluir que *V. pseudocytisus* subsp. *pau* presenta un buen estado de conservación de su diversidad genética.

Estos altos niveles de diversidad genética pueden ser explicados en gran medida por la tetraploidía, el tipo de reproducción y la historia evolutiva del taxon. Las especies poliploides suelen presentar ventajas adaptativas, ya que al tener varias copias de sus genomas pueden almacenar un mayor número de cambios o mutaciones, lo que aumenta su variabilidad y evita procesos de erosión genética tales como la endogamia, los cuellos de botella y la deriva genética (Soltis y Soltis, 1993; Mahy *et al.*, 2000; Hardy y Vekemans, 2001; López Pujol *et al.*, 2004). Varios estudios han demostrado que las especies aloploiploides presentan un alto porcentaje de supervivencia en la colonización de nuevos hábitats o de permanencia en medios sometidos a fuertes alteraciones debido a su gran capacidad de adaptación (Stebbins, 1985; Williamson y Werth, 1999; Mahy *et al.*, 2000; Hedrén *et al.*, 2001; Brochmann *et al.*, 2004).

Las características reproductivas de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* explican también la notable variabilidad genética detectada en la especie. En numerosos casos se han relacionado los altos índices de diversidad

genética con el tipo de reproducción de las plantas, siendo la reproducción sexual alógama la que mayores índices presenta (Hamrick y Godt, 1989). A pesar de que *V. pseudocytisus* subsp. *pau* se puede reproducir eventualmente a través de yemas de raíz, generando clones de sí misma, la mayor parte de su reproducción es de tipo sexual (Domínguez *et al.*, 2003, 2005).

La visita de un elevado número de insectos de diferentes géneros durante el periodo de floración de la planta, un alto porcentaje de fructificación (3000 por individuo al año; Domínguez *et al.*, 2003, 2005, Capítulo 6) y un alto porcentaje de germinación de las semillas (Blanca *et al.*, 1999; Albert *et al.*, 2002), aseguran un flujo génico elevado a nivel intrapoblacional (Pérez Collazos y Catalán, 2006). Como consecuencia de ello, los niveles de diversidad genética se mantienen altos pese a la restringida distribución espacial y al escaso número de poblaciones de la planta. Esto asegura en cierta medida su viabilidad genética, ya que presumiblemente sus altos niveles de diversidad genética, aunque medidos indirectamente a través de marcadores potencialmente neutros, pueden haber contribuido a aumentar su capacidad de adaptación a los cambios en el hábitat (Ellstrand y Elam, 1993; Paschke *et al.*, 2002; Wise *et al.*, 2002).

Estructura genética de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*

El análisis de varianza molecular (AMOVA), permite determinar los porcentajes en que se distribuye la variabilidad genética de un organismo en diferentes niveles jerárquicos (entre individuos dentro de poblaciones, entre poblaciones, entre áreas geográficas). Se utilizó el programa ARLEQUIN v. 2.0 para realizar el análisis de varianza molecular, basándose dicho análisis en las distancias genéticas (distancia euclídea) entre pares de individuos obtenidos de las matrices binarias generadas a partir de los marcadores moleculares isoenzimáticos y AFLP, y en las sumas de cuadrados de las distancias euclídeas de los componentes de la matriz correspondientes a los diferentes niveles jerárquicos investigados. Los componentes de la varianza se utilizan para calcular los estadísticos phi (Φ), análogos a los estadísticos F de Wright. El método utiliza permutaciones aleatorias para probar hipótesis alternativas de estructura genética significativa frente a la hipótesis nula de carencia de estructura. Los resultados determinaron un mayor grado de variación genética entre los individuos dentro de las poblaciones (80% en isoenzimas y 78,11% en AFLP; $p < 0,001$), que entre las distintas poblaciones (20% en isoenzimas y 21,89% en AFLP; $p < 0,001$) (Tabla 7.2). Los marcadores AFLP mostraron niveles de estructuración genética superiores a los de las isoenzimas, detectando una alta estructura genética entre las poblaciones estudiadas, a pesar de encontrarse éstas muy cercanas geográficamente (Tabla 7.2).

En el AMOVA anidado basado en marcadores AFLP (Tabla 7.2), la separación de las dos áreas geográficas de los valles del Alfambra y del Turia fue estadísticamente significativa ($p < 0,001$), y dicha separación correspondió a un 12,37% de la variación total. Sin embargo, la estructura genética que explicó el mayor porcentaje de variación total (19,72%; $p < 0,001$) fue la de la separación de tres áreas geográficas, correspondientes a poblaciones del valle del Alfambra (VP01-02), poblaciones septentrionales del valle del Turia (VP03-04), y poblaciones meridionales del valle del Turia (VP05-06).

Fuente de variación	Isoenzimas		AFLP	
	% de la variación total	valor p	% de la variación total	valor p
7.2.1. Un grupo (<i>V. pseudocytisus</i> subsp. <i>pau</i>) [VP01-VP06]				
Entre poblaciones	20,00	<0,001	21,89	<0,001
Dentro de poblaciones	80,00	<0,001	78,11	<0,001
7.2.2. Dos grupos. Valle del Alfambra [VP01-VP02] vs Valle del Turia [VP03-VP06]				
Entre grupos	4,43	0,058	12,37	<0,001
Entre poblaciones	17,10	<0,001	13,71	<0,001
Dentro de poblaciones	78,47	<0,001	73,92	<0,001
7.2.3. Tres grupos. Valle del Alfambra [VP01-VP02] vs área 1 del Turia-1 [VP03-VP04] vs área 2 del Turia [VP05-VP06]				
Entre grupos	6,03	<0,001	19,72	<0,05
Entre poblaciones	14,93	<0,001	5,25	<0,001
Dentro de poblaciones	79,04	<0,001	75,03	<0,001

Tabla 7.2. Análisis de la Varianza Molecular (AMOVA) basado en 162 fenotipos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* estudiados con isoenzimas y con AFLP.

La estructura genética de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* fue analizada también mediante un análisis estadístico Bayesiano utilizando el programa STRUCTURE. Este análisis genera un número K de poblaciones hipotéticas, cada una de las cuales se caracteriza por una serie de frecuencias alélicas. Utilizando iteraciones se calcula la probabilidad de pertenencia de cada uno de los individuos estudiados a una población hipotética al ser asignados a ella. Si las poblaciones hipotéticas generadas por el análisis son similares a las poblaciones reales, se puede inferir que la estructura genética de esas poblaciones es alta. Si por el contrario las poblaciones hipotéticas unifican dos o más poblaciones naturales, se considera que la estructura genética de esas poblaciones es baja y que dichas poblaciones son similares genéticamente. Los resultados indicaron un valor de probabilidad más alto para $K = 3$, es decir las 6 poblaciones naturales estudiadas quedaban circunscritas a tres poblaciones hipotéticas o grupos genéticos (Tabla 7.3). Este resultado se asemeja al detectado en el AMOVA, ya que los tres grupos genéticos bayesianos corresponden al área geográfica del valle del Alfambra (VP01-02), y a las áreas septentrional (VP03-04) y me-

ridional del valle del Turia (VP05-06). En todos los casos el porcentaje de pertenencia de los individuos de las poblaciones naturales a los tres grupos genéticos hipotéticos fue superior al 99% (Tabla 7.3).

Población	Poblaciones hipotéticas			N
	Población I	Población II	Población III	
VP01	1,000	0,000	0,000	30
VP02	1,000	0,000	0,000	30
VP03	0,000	1,000	0,000	30
VP04	0,000	1,000	0,000	12
VP05	0,000	0,001	0,999	30
VP06	0,000	0,000	1,000	30

Tabla 7.3. Porcentajes de pertenencia de los 162 individuos estudiados con marcadores dominantes AFLPs a cada población hipotética del análisis bayesiano para $K = 3$.

Estos resultados apoyan una alta estructura genética de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* entre áreas geográficas, lo cual resulta sorprendente en núcleos de poblaciones que se encuentran a tan corta distancia física, en especial las poblaciones de los dos núcleos del valle del Turia separadas por tan sólo 5 km de distancia lineal.

Con el fin de comprender las relaciones genéticas entre los individuos que componen cada una de las poblaciones, se desarrollaron cuatro tipos de análisis estadísticos basados en los marcadores AFLPs. El análisis *Neighbor-Joining* (NJ), basado en las distancias genéticas de Nei y Li (1979) entre pares de individuos y algoritmo de medias ponderadas en la reconstrucción del fenograma, permitió establecer sus relaciones de afinidad genética (Figura 7.3). El análisis UPGMA (*Unweighted Pair-Group Method with Arithmetic Mean*), basado en distancias F_{ST} y algoritmo ultramétrico en la reconstrucción del fenograma, se utilizó para determinar las relaciones genéticas entre las poblaciones (Figura 7.4). El Análisis de Componentes Principales (PCO) permitió establecer las tendencias de variación de las relaciones genéticas individuales en el espacio multivariante (Figura 7.5). El análisis MST (*Minimum Spanning Tree*) estableció una red de relaciones genéticas individuales, la cual se superpuso a la proyección PCO (Figura 7.5). Estos análisis permitieron una visualización más detallada de la estructura genética poblacional y geográfica, detectada anteriormente en los análisis AMOVA y bayesiano, correspondiente a la agrupación de las poblaciones del valle del Alfambra (VP01-02), y las poblaciones de las dos áreas del valle del Turia, Turia-1 (VP03-04) y Turia-2 (VP05-06), en tres grupos genéticos claramente diferenciados.

La estimación del flujo génico entre áreas geográficas y entre pares de poblaciones se calculó de acuerdo con los estadísticos F_{ST} de Wright (1965)

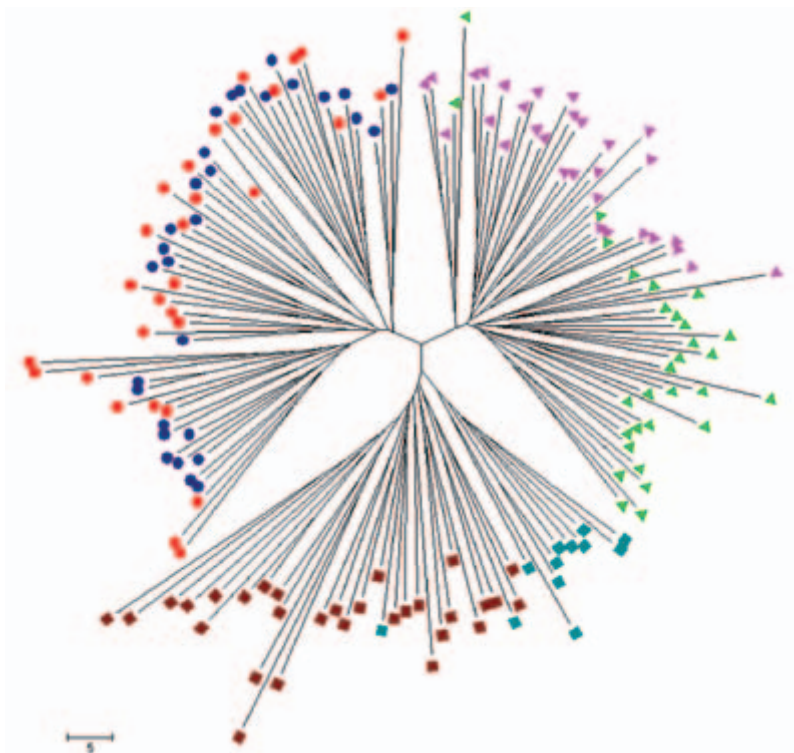


Figura 7.3. Árbol *Neighbor-Joining* mostrando las relaciones genéticas entre los 162 fenotipos de las seis poblaciones estudiadas de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*: Valle de Alfambra: Cuevas Labradas (● =VP01), Villalba Baja (● =VP02), Turia-1: Vilhel-1 (■ =VP03), Vilhel-2 (■ =VP04); Turia-2: Villastar-1 (▲ = VP05), Villastar-2 (▲ = VP06).

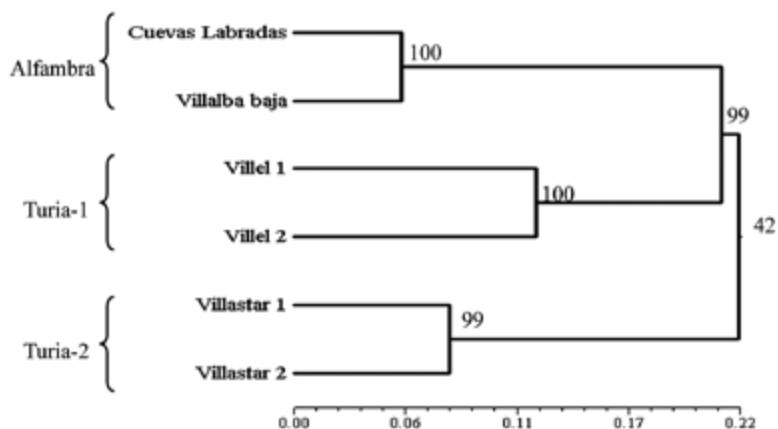


Figura 7.4. Dendrograma UPGMA mostrando las relaciones genéticas existentes entre las seis poblaciones estudiadas de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. Los valores *bootstrap* están indicados sobre las ramas correspondientes.

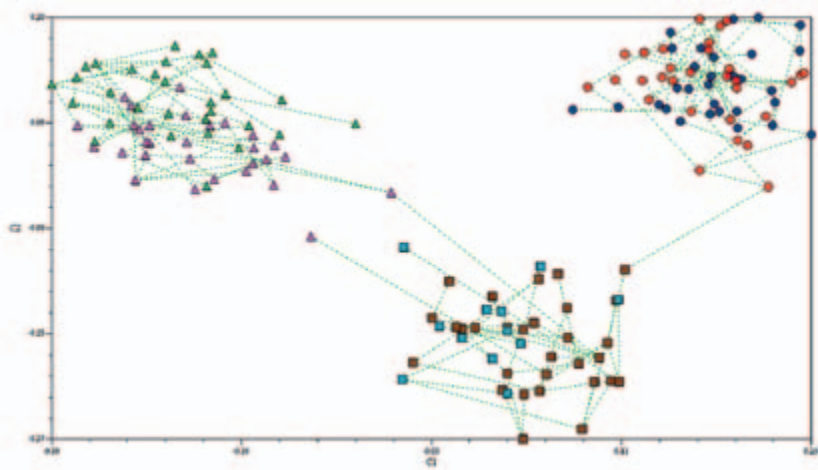


Figura 7.5. Análisis PCO de los 162 haplotipos AFLP analizados de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. Los Ejes 1 (8,42%) y 2 (6,54%) explican el 14,96% de la variación total.
 Valle del Alfambra: Cuevas Labradas (● =VP01), Villaba Baja (● =VP02), Turia-1: Villed-1 (■ =VP03), Villed-2 (■ =VP04); Turia-2: Villastar-1 (▲ =VP05), Villastar-2 (▲ =VP06).

utilizando la expresión $M = (1 - F_{ST}) / 2F_{ST}$ para haplotipos implementada en el programa ARLEQUIN, donde Nm es el número absoluto de migrantes intercambiados entre dos poblaciones. Un número de migrantes igual o superior a uno indicaría la existencia de flujo génico. Solo se detectó flujo génico entre los pares de poblaciones que conforman cada uno de los núcleos de Alfambra, Turia-1 y Turia-2, lo que apoyaría un alto grado de aislamiento genético espacial y explicaría la alta estructura genética detectada. En términos generales, las plantas alógamas que muestran una distribución amplia, aunque localizada en núcleos restringidos, presentan una estructuración genética alta debido a su aislamiento geográfico, resultado de amplias distancias espaciales o del efecto de barreras geográficas insalvables al flujo génico (Chung y Chung, 1999; Chung y Park, 2000; He *et al.*, 2000; Lutz *et al.*, 2000; Torres *et al.*, 2003). En el caso de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, las distancias geográficas entre las poblaciones son cortas, y sin embargo parece existir algún factor limitante al flujo génico, que podría estar relacionado con los movimientos de sus insectos polinizadores [abejas (*Apis mellifera*), abejorros (*Bombylus* sp.), *Andrena* sp. (Andrenidae, Hymenoptera), e insectos de las familias Sphingidae y Calliiphoridae], al tratarse de vectores de polinización muy efectivos a cortas distancias (metros) pero con menor probabilidad de polinización cruzada a largas distancias (kilómetros), y con la escasa capacidad de dispersión de las semillas por barocoria.

Dentro de las áreas detectadas, existe una gran diferencia entre los valles estudiados. Los individuos de las dos poblaciones analizadas del valle del Alfambra se mezclan entre sí en el análisis NJ (Figura 7.3), lo que deno-

ta una baja estructura genético-poblacional; sin embargo, los individuos que forman cada una de las poblaciones de las dos áreas geográficas del Valle del Turia (Turia-1 y Turia-2) presentan pocos individuos mezclados y en general tienden a ser monofiléticas y a presentar una distancia genética similar al ancestro común, lo que sugiere una moderada o alta estructura genética (Figura 7.3). Las diferencias observadas en las estructuras genéticas dentro de los valles muy probablemente correspondan a las características del terreno y a la historia de uso de la tierra en cada uno de ellos, ya que la fragmentación del hábitat tiene consecuencias considerables sobre la diversidad y la estructura genética de las poblaciones (Saunders *et al.*, 1991). Muy probablemente la actividad antrópica ha causado un mayor impacto en las poblaciones del valle del Turia que en las del valle del Alfambra. Las poblaciones de este último valle, donde la planta se encuentra en zonas de barrancos que no se han roturado ni se han cultivado, han estado más protegidas y se han conservado mejor que las del valle del Turia. Estas últimas, localizadas en una estepa abierta que ha sido modificada para su uso agrícola durante cientos de años, se han visto más alteradas, y han experimentado procesos de fragmentación del hábitat más prolongados. Las fuertes barreras a la dispersión de polen y semillas creadas por la fragmentación del hábitat, junto con la capacidad de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* de adaptarse y sobrevivir en nuevos hábitats colonizados, son factores que posiblemente hayan tenido una influencia significativa sobre la estructura genética actual del taxon entre sus zonas geográficas de distribución y especialmente entre las poblaciones del valle del Turia. Este patrón de marcada estructuración genética en áreas geográficas cercanas se corresponde con el patrón de distribución en islas característico de especies cuyas poblaciones han sido objeto de una pérdida severa de hábitat (Saunders *et al.*, 1991; Young *et al.*, 1996).

Genética de la conservación

Los resultados de nuestros análisis con marcadores AFLP han demostrado que las poblaciones naturales de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* presentan altos niveles de diversidad genética, lo que apoya su buen estado de conservación genética. Dichos niveles aseguran la subsistencia futura de altas tasas de variabilidad genética en las próximas generaciones. Sin embargo, debido al aislamiento genético entre las poblaciones de los dos valles y al escaso número total de poblaciones, la planta debería mantenerse bajo la categoría de la UICN "En Peligro" (Capítulo 5).

Los planes actuales de conservación encaminados a preservar la estructura y la diversidad genética de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* presentan dos vertientes: la conservación *in situ*, mediante la implantación de microrre-

servas, y la conservación *ex situ*, mediante el establecimiento de un banco de germoplasma. Dichos planes de conservación deben tener en cuenta la diferenciación genética existente entre los valles del Alfambra y del Turia.

A pesar de los altos niveles de diversidad genética detectados en las poblaciones, la mayor amenaza para este taxon la constituye la presión antrópica, ya sea por modificación del hábitat (agricultura, obras, etc.) o por pastoreo descontrolado. Por tanto, es imprescindible proteger las zonas turolenses donde crece esta planta. El modelo de microrreserva (áreas protegidas de extensión inferior a 1 hectárea) podría asegurar la estabilidad del hábitat donde crece *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, aunque no se tienen pruebas de que dicho modelo sirviese para mantener una comunidad vegetal esteparia funcional a lo largo del tiempo y sometida a efectos ambientales drásticos, tales como escorrentías, sequías, etc., que podrían rebasar la escala de propuesta de una o pocas hectáreas. Aún así, las microrreservas han dado resultados en la conservación de otras especies vegetales endémicas y amenazadas asegurando su supervivencia y el aumento de su número poblacional por repoblación natural (López Pujol *et al.*, 2003; Laguna *et al.*, 2004). Por tanto, teniendo en cuenta la fuerte estructura genética detectada en *V. pseudocytisus* subsp. *pau*, se recomienda que las tres áreas geográficas genéticas donde vive el taxon sean protegidas, ya sea bajo la figura de microrreserva o como área de conservación de interés.

En lo referente a las estrategias de conservación *ex situ*, un banco de germoplasma efectivo es aquél que asegura la preservación de un porcentaje representativo de las poblaciones naturales de las plantas protegidas. Por ello, la colección de semillas en las poblaciones turolenses de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* debe realizarse teniendo en cuenta los siguientes aspectos:

1. Debido a la similitud genética detectada entre las dos poblaciones del valle del Alfambra y los altos niveles de flujo génico detectado entre ellas, estas poblaciones pueden considerarse como una unidad genética de conservación, es decir, si se diese el caso de que el número de individuos de alguna de las dos poblaciones disminuyese debido a la presión antrópica, sería posible reforzar una población con individuos de la otra, sin que eso conllevara una alteración significativa de la estructura genética actual.
2. Este intercambio de individuos o semillas no debería realizarse entre las poblaciones de los dos núcleos geográficos del valle del Turia, ya que se estaría afectando la marcada estructura y diferenciación genética encontrada entre las dos áreas geográficas y entre sus poblaciones. La colección de semillas para la elaboración de un banco de germoplasma debe tener en cuenta la estructura genética detectada en este estudio, con el fin de evitar reintroducir individuos genéticamente diferentes en núcleos que no corresponden a las características de sus germoplasmas.

3. Cada uno de los individuos estudiados con AFLP, que fueron georreferenciados, produjo un patrón de bandas característico (*fingerprinting*), lo que indica que la variabilidad entre individuos a distancias cortas (medio metro) es alta. Esta información podría ser utilizada a la hora de seleccionar individuos para generar un banco de germoplasma y para potenciales programas de reintroducción.
4. Diferentes aspectos de la biología y del estado de conservación genético de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* facilitan la implantación de un plan de conservación eficiente que permita mantener los niveles de diversidad genéticos en las poblaciones naturales. El tamaño efectivo poblacional, el potencial colonizador de la especie, sus altos niveles de diversidad genética, el alto porcentaje de polinización cruzada (Capítulo 6), y el alto porcentaje de germinación de las semillas son factores que aseguran el éxito en los planes de conservación de la especie.

En conclusión, un plan de conservación acertado es aquel en el que se integran diferentes campos de conocimiento y en el que se actúa cuando aún no es demasiado tarde; en el caso de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* contamos con datos ecológicos, reproductivos, demográficos, genéticos y biológicos que nos permiten diseñar estrategias de conservación con el fin de asegurar la permanencia en el tiempo de este endemismo.

Referencias

- Arnold, M.L., Emms, S.K. (1998). Molecular markers, gene flow, and natural selection. En: Soltis, D.E., Soltis, P.S., Doyle, J.J. (eds.), *Plant Molecular Systematics II*: 442–458. Kluwer, Boston.
- Albert, M.J., Iriondo, J.M., Pérez García, F. (2002). Effects of temperature and pre-treatment on seed germination of nine semiarid species from NE Spain. *Israel Journal of Plant Sciences* 50: 103-112.
- Blanca, G., Cabezudo, B., Hernández Bermejo, J.E., Herrera, C.M., Molero Mesa, J., Muñoz, J., Valdés, B., eds. (1999). *Libro rojo de flora silvestre amenazada de Andalucía. Tomo I. Especies en peligro de extinción*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla
- Bonin, A., Ehrich, D., Manel, S. (2007). Statistical analysis of amplified fragment length polymorphism data: a toolbox for molecular ecologist and evolutionist. *Molecular Ecology* 16: 3737-3758.
- Brochmann, C., Brysting, A.K., Alsos, I.G., Borgen, L., Grundt, H.H., Scheen, A.C., Elven, R. (2004). Polyploidy in arctic plants. *Biological Journal of the Linnean Society* 82: 521-536.
- Catalán, P., Pérez Collazos, E., Segarra Moragues, J.G., Inda, L.A. (2007). Bases genéticas para la conservación de la flora amenazada de Aragón, I. *Conservación Vegetal* 11: 15-17.
- Chung, M.Y., Chung, M.G. (1999). Notes on spatial genetic structure in populations of *Cymbidium goeringii* (Orchidaceae). *Annales Botanici Fennici* 36: 161-164.
- Chung, M.G., Park, C.W. (2000). Notes on spatial genetic structure in a hybrid population between *Aconitum japonicum* subsp. *napiforme* and *A. jaluense* (Ranunculaceae). *Annales Botanici Fennici* 37: 243-247.
- Crespo, M.B., Lledó, M.D., Fay, M.F., Chase, M.W. (2000). Subtribe Vellinae (Brassicaceae, Brassicaceae): a combined analysis of ITS nrDNA sequences and morphological data. *Annals of Botany* 86: 53-62.
- Domínguez, F., Benito García, M., Sainz Ollero, H., Sánchez de Dios, R. (2003). *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo. En: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*: 872-873. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Domínguez, F., Moreno Saiz, J.C., Sainz Ollero, H. (2005). Biological properties of the endemic and threatened shrub in Iberia *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo (Cruciferae/Brassicaceae) and implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 13: 17-30.
- Ellstrand, N.C., Elam, D.R. (1993). Population genetic consequences of small population size: Implications for plant conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 217-242.
- Galicia, D., Valle, E. del, Benito, M., Calleja, J.A., Domínguez, F., Hernández Bermejo, E., Herrera, F., Moreno, J.C., Prados, J., Sainz Ollero, H., Sánchez, R., Vivero, J.L. (2003). *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pseudocytisus*. En: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J.,

- Moreno, J.C., Ortiz, S. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*: 870-871. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Gaudeul, M., Taberlet, P., Till-Bottraud, I. (2000). Genetic diversity in an endangered alpine plant, *Eryngium alpinum* L. (Apiaceae), inferred from amplified fragment length polymorphism markers. *Molecular Ecology* 9: 1625-1637.
- Goldring, A., Zamir, D., Degani, C. (1985). Duplicated phosphoglucose isomerase genes in avocado. *Theoretical and Applied Genetics* 71: 491-494.
- Gómez Campo, C. (1981). Taxonomic and evolutionary relationship in the genus *Vella* L. (Cruciferae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 82: 165-179.
- Gómez Campo, C. (1993). *Vella* L. En: Castroviejo, S., Aedo, C., Gómez Campo, C., Laínz, M., Montserrat, P., Morales, R., Garmendia, F.M., Feliner, G.N., Rico, E., Talavera, S., Villar, L. (eds.), *Flora iberica IV*: 414-417. Servicio de Publicaciones del CSIC, Madrid.
- Gottlieb, L.D. (1977). Evidence for duplication and divergence of the structural gene for phosphoglucose isomerase in diploid species of *Clarkia*. *Genetics* 86: 289-307.
- Hamrick, J.L., Godt, M.J.W. (1989). Allozyme diversity in plant species. En: Brown, A.H.D., Clegg, M.T., Kahler, A.L., Weir, B.S (eds.), *Plant population genetics, breeding, and genetic resources*: 43-63. Sinauer, Sunderland.
- Hardy, O.J., Vekemans, X. (2001). Patterns of allozyme variation in diploid and tetraploid *Centaurea jacea* at different spatial scales. *Evolution* 55: 943-954.
- He, T.H., Rao, G.Y., You, R.L., Ge, S., Hong, D.Y. (2000). Spatial autocorrelation of genetic variation in three stands of *Ophiopogon xylorrhizus* (Liliaceae s.l.). *Annals of Botany* 86: 113-121.
- Hedrn, M., Fay, M.F., Chase, M.W. (2001). Amplified fragment length polymorphisms (AFLP) reveal details of polyploid evolution in *Dactylorhiza* (Orchidaceae). *American Journal of Botany* 88: 1868-1880.
- Hörandl, E., Greilhuber, J. (2002). Diploid and autotetraploid sexuals and their relationships to apomicts in the *Ranunculus cassubicus* group: insights from DNA content and isozyme variation. *Plant Systematics and Evolution* 234: 85-100.
- Hunter, R.L., Markert, C.L. (1957). Histochemical demonstration of enzymes separated by zone electrophoresis in starch gels. *Science* 125: 1294-1295.
- Keiper, F.J., McConchie, R. (2000). An analysis of genetic variation in natural populations of *Sticherus flabellatus* [R. Br. (St John)] using amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers. *Molecular Ecology* 9: 571-581.
- Laguna, E., Deltoro, V.I., Pérez Botella, J., Pérez Rovira, P., Serra, L., Olivares, A., Fabregat, C. (2004). The role of small reserves in plant conservation in a region of high diversity in eastern Spain. *Biological Conservation* 119: 421-426.
- Liston, A., St.Hilary, K., Wilson, M.V. (1995). Genetic diversity in populations of kincaid's lupine, host plant of fender's blue butterfly. *Madroño* 42: 309-322.
- López Pujol, J., Orellana, M.R., Bosch, M., Simon, J., Blanché, C. (2003). Effects of habitat fragmentation on allozyme diversity and conservation status of the coastal sand dune plant *Stachys maritima* (Lamiaceae) in the Iberian Peninsula. *Plant Biology* 5: 504-512.

- López Pujol, J., Bosch, M., Simon, J., Blanché, C. (2004). Allozyme diversity in the tetraploid endemic *Thymus loscosii* (Lamiaceae). *Annals of Botany* 93: 323-332.
- Lutz, E., Schneller, J.J., Holderegger, R. (2000). Understanding population history for conservation purposes: Population genetics of *Saxifraga aizoides* (Saxifragaceae) in the lowlands and lower mountains north of Alps. *American Journal of Botany* 87: 583-590.
- Mahy, G., Bruederle, L.P., Connors, B., van Hofwegen, M., Vorsa, N. (2000). Allozyme evidence for genetic autopolyploidy and high genetic diversity in tetraploid cranberry, *Vaccinium oxycoccos* (Ericaceae). *American Journal of Botany* 87: 1882-1889.
- Nei, M., Li, W.H. (1979). Mathematical model for studying genetic variation in terms of restriction endonucleases. *Proceedings of the National Academy of Science* 76: 5269-5273.
- Paschke, M., Abs, C., Schmid, B. (2002). Relationship between population size, allozyme variation, and plant performance in the narrow endemic *Cochlearia bavarica*. *Conservation Genetics* 3: 131-144.
- Peever, T.L., Milgroom, M.G. (1994). Genetic structure of *Pyrenophora teres* populations determined with random amplified polymorphic DNA markers. *Canadian Journal of Botany* 72: 915-923.
- Pérez Collazos, E. (2005). *Genética poblacional, filogeografía y conservación de cinco plantas esteparias raras y amenazadas en la Península Ibérica: Puccinellia pungens (Poaceae), Krascheninnikovia ceratoides (Chenopodiaceae), Ferula loscosii (Apiaceae), Boleum asperum (Brassicaceae) y Vella pseudocytisus (Brassicaceae)*. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza.
- Pérez Collazos, E., Catalán, P. (2006). Palaeopolyploidy, spatial structure and conservation genetics of the narrow steppe plant *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* (Vellinae, Cruciferae). *Annals of Botany* 97: 635-647.
- Pérez Collazos, E., Segarra Moragues, J.G., Inda, L.A., Catalán, P. (2007). Population genetics and the conservation status of the threatened Iberian steppe grass *Puccinellia pungens* (Pau) Paunero (Poaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 154: 269-281.
- Pérez Collazos, E., Segarra Moragues, J.G., Catalán, P. (2008). Two approaches for the selection of Relevant Genetics Units for Conservation (RGUCs) in the narrow European endemic steppe plant *Boleum asperum* (Brassicaceae). *Biological Journal of the Linnean Society* 94: 341-354.
- Rafalski, A. (1994). *Choosing Technologies for DNA profiling of Plants*. Robertson Symposium, Camberra.
- Rodríguez, S., Palop, M.L., Palacios, C., González Candelas, F. (2003). Molecular and morphological differentiation in *Limonium dufourii* (Plumbaginaceae), an endangered Mediterranean plant. *Conservation Genetics* 4: 383-391
- Rottenberg, A., Parker, J.S. (2003). Conservation of the critically endangered *Rumex rothschildianus* as implied from AFLP diversity. *Biological Conservation* 114: 299-303.
- Santiago Valentín, E., Francisco Ortega, J. (2008). Plant Evolution and Biodiversity in the Caribbean Islands – Perspectives from Molecular Markers. *The Botanical Review* 74: 1-4.

- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Schlötterer, C. (2004). The evolution of molecular markers - just a matter of fashion? *Nature Reviews Genetics* 5: 63-69.
- Segarra Moragues, J.G., Catalán, P. (2002). Low allozyme variability in the critically endangered *Borderea chouardii* and in its congener *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae), two paleoendemic relicts from the central Pyrenees. *International Journal of Plant Sciences* 163: 159-166.
- Segarra Moragues, J.G., Catalán, P. (2003). Life history variation between species of the relictual genus *Borderea* (Dioscoreaceae): phylogeography, genetic diversity, and population genetic structure assessed by RAPD markers. *Biological Journal of the Linnean Society* 80: 483-498.
- Segarra Moragues, J.G., Palop Esteban, M., González Candelas, F., Catalán P. (2004). Characterization of seven (CTT)(n) microsatellite loci in the Pyrenean endemic *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae): Remarks on ploidy level and hybrid origin assessed through allozymes and microsatellite analyses. *Journal of Heredity* 95: 17-183.
- Soltis, D.E., Soltis, P.S. (1989). *Isozymes in Plant Biology*. Chapman & Hall, London.
- Soltis, D.E., Soltis, P.S. (1993). Molecular data and the dynamic nature of polyploidy. *Critical Reviews in Plant Sciences* 12: 243-273.
- Stebbins, G.L. (1985). Polyploidy, hybridization, and the invasion of new habitats. *Annals of Missouri Botanical Garden* 72: 824-832.
- Tero, N., Aspi, J., Siikmaki, P., Jakalaniemi, A., Tuomi, J. (2003). Genetic structure and gene flow in a metapopulation of an endangered plant species, *Silene tatarica*. *Molecular Ecology* 12: 2073-2085.
- Torres, E., Iriando, J.M., Escudero, A., Pérez, C. (2003). Analysis of within-population spatial genetic structure in *Antirrhinum microphyllum* (Scrophulariaceae). *American Journal of Botany* 90: 1688-1695.
- Travis, S.E., Manchinski, J., Keim, P. (1996). An analysis of genetic variation in *Astragalus cremnophylax* var. *cremnophylax*, a critically endangered plant, using AFLP markers. *Molecular Ecology* 5: 735-745.
- Vos, P., Hogers, R., Bleeker, M., Reijans, M., Lee, T.V., Hornes, M., Frijters, A., Pot, J., Peleman, J., Kupier, M., Zabeau, M. (1995). AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acid Research* 23: 4407-4414.
- Wang, H., Gao, W., Wu, Y.Q., Han, J.G. (2007). Genetic Diversity and Population Structure of *Caragana korshinskii* Revealed by AFLP. *Crop Science* 47: 1737-1743.
- Weeden, N.F., Gottlieb, L.D. (1979). Distinguishing allozymes and isozymes of phosphoglucosomerases by electrophoresis comparison of pollen and somatic tissues. *Biochemistry Genetics* 17: 287-296.
- Weeden, N.F., Wendel, J.F. (1989). Genetics of plant isozymes. En: Soltis, D.E., Soltis, P.S. (eds.), *Isozymes in Plant Biology*: 46-72. Chapman & Hall, London.

- Wendel, J.F., Weeden, N.F. (1989). Visualization and interpretation of plant isozymes. En: Soltis, D.E., Soltis, P.S (eds.), *Isozymes in Plant Biology*: 5-45. Chapman & Hall, London.
- Williamson, P.S., Werth, C.R. (1999). Levels and patterns of genetic variation in the endangered species *Abronia macrocarpa* (Nyctaginaceae). *American Journal of Botany* 86: 293-301.
- Wise, C.A., Ranker, T.A., Linhart, Y.B. (2002). Modelling problems in conservation genetics with *Brassica rapa*: I. Genetic variation and fitness in plants under mild, stable conditions. *Conservation Biology* 16: 1542-1554.
- Wolko, B., Weeden, N.F. (1989). Estimation of *Lupinus* genome polyploidy on the basis of isozymic loci number. *Genetica Polonica* 30: 165-171.
- Wright, S. (1965). The interpretation of population structure by F-statistics with especial regard to systems of mating. *Evolution* 19: 395-420.
- Xue, D.W., Ge, X.J., Hao, G., Zhang, C.Q. (2004). High genetic diversity in a rare, narrowly endemic primrose species: *Primula interjacens* by ISSR analysis. *Acta Botanica Sinica* 46: 1163-1169.
- Young, A., Boyle, T., Brown, T. (1996). The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 414-417.

Capítulo 8. Dinámica demográfica

Felipe Domínguez Lozano
Juan Carlos Moreno Saiz
Nora Pérez García

Resumen

El presente estudio muestra un análisis demográfico sobre las poblaciones naturales de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. El seguimiento comenzó en el año 2001 dentro del proyecto “Atlas de Flora Amenaza” del Estado español y tuvo su continuación a partir de 2007 en el marco del desarrollo del Plan de recuperación aprobado y financiado por el Gobierno de Aragón.

El estudio global, del que se presentan aquí los resultados de los ocho primeros años, pretende dos objetivos. El primero es describir la dinámica demográfica natural de la subespecie *pau*. El segundo es ofrecer recomendaciones de gestión sobre la base de tendencias demográficas detectadas. Para ello, se ha estructurado la población en seis clases y se ha analizado usando modelos matriciales.

La mortalidad no es significativamente distinta entre las poblaciones y, en consonancia con las clases establecidas, es mayor del 90% para las fases de plántulas pero disminuye hasta el 10% en las clases jóvenes y esta prácticamente ausente en los ejemplares adultos. Los resultados de fertilidad muestran una mayor variabilidad intra e interpoblacional, si bien las diferencias, aunque significativas, no llegan a ser muy llamativas (salvo en el año 2006). La variación se produjo siempre porque había mayor productividad por individuo en Villel.

Ambas poblaciones siguieron una tendencia demográfica similar, experimentando tasas de crecimiento descendentes o ascendentes de forma más o menos sincrónica. Aún así, la población villelina obtiene los valores de λ más extremos. Las proyecciones a 30 y 100 años dan como resultado un crecimiento negativo en las dos poblaciones, mucho más acentuado en la población de Villel, y en poco más de quince años el modelo estocástico detecta diferencias significativas en la tasa de disminución de esta población.

Por el momento, las trayectorias de las clases de plántulas no son relevantes para el futuro de la planta. Sí lo son los individuos en las clases juveniles, sus tasas de supervivencia y crecimiento se han mostrado relativamente variables respecto a la dinámica demográfica general y son en parte responsables de las diferencias demográficas detectadas en las dos poblaciones. Si el resto de los parámetros se mantienen constantes, porcentajes de mortalidad anual superiores al 20% para los ejemplares J1 deben ser motivo de preocupación. Los individuos adultos son cruciales. Cualquier cambio en sus tasas vitales influye sobremanera en la dinámica demográfica general. Por este motivo, recomendamos que la gestión demográfica incida particularmente en este tipo de individuos.

Abstract

This study performs a demographic analysis for the two natural populations of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. Monitoring effort started in 2001 under the “Atlas de Flora Amenaza” project of the Spanish Environment Ministry. From 2007 and beyond, the study was endorsed by the Aragon Government.

The populations were structured in six classes and we employed matrix models analyses. We use data for eight years of demographic data, with two main objectives. In one hand, we describe the species natural demographic dynamic during this period. On the other hand, we offer a set of management recommendations using detected trends in vital rates.

Results indicate that no significant differences in mortality rates between the two populations exist. Seedlings stages experience mortality rates of 90%. But, mortality for young classes decreases rapidly down to 10%, and finally, recorded adult mortality is close to zero. Fertility values have a larger intra and interpopulation variability than survivorship rates. Nevertheless, only 2006 has major differences between populations, with a higher productivity per individual in Villel population.

Both populations have similar trends, and positive and negative growth rates are quite synchronic. Nevertheless, Villel population has produced more extreme lambda values. Overall, the population projections for 30 and 100 years result in a negative growth rate in both populations, more acute in Villel. The stochastic model detects significant differences in the population growth rate for this population in slightly more than 15 years.

For the time being, the trajectories of seedlings classes are not particularly relevant for the future of the plant. Young classes do, and survivorship and growth rates for these classes have revealed as particularly variable in relation to general demographic dynamism and they are in part responsible for the demographic differences between both populations. Thus, rest of demographic parameters being constant, mortality rates above 20% for J1 class should be a matter of concern. Finally, adult individuals are crucial. Any change in their vital rates produces a large response in general demographic dynamic. For that reason, we recommend demographic management focus particularly in adult classes.

Introducción

Los estudios sobre conservación de especies amenazadas suelen comenzar por el levantamiento de mapas de distribución detallados y por la elaboración de censos de sus poblaciones. Con ello se busca afinar en la continuidad o fragmentación del hábitat, y detectar asimetrías en el tamaño y ocupación de los diferentes “parches”. Se mide así el área de ocupación, la extensión de presencia y la población, conceptos todos ellos usuales en el lenguaje conservacionista, extendidos gracias a la aplicación de los criterios semicuantitativos que demandan las categorías de UICN (2001). Esta aproximación corológica y censal a las poblaciones es la que

debe abordarse en primera instancia, y probablemente sea suficiente para la gran mayoría de las plantas amenazadas, toda vez que permite descubrir riesgos y establecer un nivel de partida o línea base (por ejemplo en el tamaño poblacional, o en los límites de las áreas ocupadas) para sucesivas prospecciones que evalúen la recuperación o declive de su estatus de conservación. Un estudio así es el adecuado para especies cuyas amenazadas se deban meramente a su rareza, para aquéllas que no están aquejadas por un rápido proceso de extinción, o para las que cuentan con núcleos invariables o viven en medios de cierta estabilidad (Menges y Gordon, 1996; Menges 2000).

Un nivel más avanzado de seguimiento (el nivel 3 de intensidad, según los propios Menges y Gordon, 1996) implica ya el marcaje de individuos y su monitorización a lo largo de distintas campañas. Al tomar a los individuos como objeto de estudio se ahonda en parámetros biológicos de la propia planta (fecundidad, crecimiento, mortalidad, etapas críticas para la especie) y se pueden contestar a menudo preguntas básicas sobre sus interacciones con el medio, que de otra forma no se formularían. Así, al detectarse falta de vigor adaptativo, limitada reproducción o crecimiento, podríamos estar ante hechos que requieran de trabajo sobre su biología reproductiva, la genética de su conservación, o aspectos relativos a los hábitats y sus adaptaciones. Por añadidura, el muestreo sucesivo sobre un conjunto suficiente de individuos permite hacer proyecciones demográficas a medio y largo plazo, calculando las probabilidades de extinción de la población teniendo en cuenta los efectos de la estocasticidad tanto ambiental como demográfica (Schemske *et al.*, 1994). Asimismo, con esta aproximación se descubren pautas de gestión y de respuesta a los cambios con más rapidez que con la mera cartografía y censo poblacional (Menges y Gordon, 1996).

Se trata, claro está, de una monitorización más laboriosa y frecuente, que se justifica para las poblaciones o especies más amenazadas o declinantes, y para las plantas en las que se observen de partida un bajo reclutamiento o una estructura de edades sesgada.

Una primera aproximación a la estructura demográfica de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* con dos parcelas de muestreo, una en las inmediaciones de Villalba Baja y otra en las cercanías de Villed (Domínguez, 2000), mostró similares patrones en cuanto a sus clases de tamaño en las dos poblaciones, aunque en la segunda hubo menor proporción de individuos de la clase volumétrica inferior (de hasta 9,99 dm³; cf. Domínguez *et al.*, 2005).

El alto grado de amenaza de esta subespecie motivó su inclusión dentro de los estudios demográficos del proyecto del Atlas de Flora Amenazada (AFA), financiados en el periodo 2001-06 con fondos del entonces Minis-

terio de Medio Ambiente (Iriando *et al.*, 2009). El seguimiento se produjo sobre parcelas establecidas *ex novo* en Villalba y Villel, aunque esta vez en diferentes localizaciones y ampliando el número de individuos y parcelas. Los resultados señalaron una dinámica poblacional relativamente estable pero que, no obstante, presentaba un riesgo leve de extinción a corto y medio plazo en Villel y moderado en Villalba (Domínguez *et al.*, 2009).

La robustez de las tendencias demográficas, y de las recomendaciones de gestión que puedan hacerse a partir de ellas, va ligada al periodo de años en que se haya dilatado el seguimiento (Schwartz, 2003). En climas que presentan ciclos de severas variaciones interanuales y en ambientes estresantes como los esteparios donde se acentúan probablemente las consecuencias del Cambio Global (Thuiller *et al.*, 2005; Marrero Gómez *et al.*, 2007), la monitorización debe realizarse durante periodos prolongados, que dependiendo de los ciclos biológicos y la longevidad particulares, vayan más allá de una década (Morris y Doak, 2004). Con esta visión se continuaron los muestreos en las mismas parcelas establecidas para el proyecto AFA. El Gobierno de Aragón, en cumplimiento del punto 5.1.1.2 del Plan de recuperación del crujiente (Decreto 92/2003, de 29 de abril, que se muestra en el Anexo I) se ha venido haciendo cargo, hasta la actualidad, de la financiación de la investigación en los años sucesivos. No se trata de la única especie con seguimiento demográfico en Aragón puesto que otras tantas también son objeto de alguno (García *et al.*, 2002, 2010; García, 2003, 2008).

El estudio global, del que se presentan aquí los resultados de los ocho primeros años, pretende dos objetivos. El primero trataría de caracterizar el comportamiento demográfico de las poblaciones naturales de la subespecie *pau*. Estructurando la población y usando técnicas matriciales, se aportan resultados descriptivos sobre supervivencia y productividad, y se analizan modelos demográficos predictivos resultado de proyecciones estocásticas y del cálculo de las probabilidades de extinción. El segundo consistiría en ofrecer recomendaciones de gestión sobre la base de tendencias demográficas concretas, que de forma fundamentada pudieran ayudar al manejo de la planta y a un futuro rediseño de su Plan de recuperación.

Metodología

Marcado y localización de ejemplares

En 2001 se establecieron sendas parcelas representativas de las dos principales poblaciones conocidas de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* al

norte y al sur de la ciudad de Teruel: Villalba Baja, concretamente en el Barranco de la Hoz, o de Hocino como lo conocen los pobladores locales, y Villel, en el paraje de Pinarejos-Marimezquita. Al comienzo del estudio se marcaron 222 ejemplares en Villalba Baja y 300 en Villel.

A fin de recoger la variabilidad existente en cada población —sobre todo entre los microhábitats—, se establecieron varias subparcelas que albergaran la diversidad de relieves y usos del territorio. En Villalba Baja se eligieron individuos presentes en zonas de repisas dentro del barranco y en una ladera próxima al cauce seco del arroyo; en Villel se marcaron en una parcela de cultivo abandonada y en un escalón o talud aledaño que sirve de divisoria entre bancales de cereal (Figura 8.1).

Para seguir el crecimiento de los individuos a lo largo de los años, dado el carácter perenne de la arnachilla o crujiente, así como la supervivencia y la regeneración de cada población, se identificó a todos los ejemplares situados dentro de los límites de cada parcela, así como a los que iban apareciendo en años sucesivos, otorgando a cada pie un código numérico (Sutherland, 1996). Cada individuo fue marcado por medio de una etiqueta de “Dymo”, sujeta a una rama de la planta mediante un cable metálico revestido de goma y atado laxamente. Este material ha demostrado cierta durabilidad, aunque los efectos del tiempo y del paso del ganado han obligado a reponer una parte considerable de las etiquetas todos los años.

Las parcelas quedaron definidas por el perímetro externo que incorporaba a todos los individuos marcados. A partir de ahí, en años sucesivos, se fueron añadiendo las nuevas plantas aparecidas —plántulas y rebrotes— dentro del perímetro, y así hasta 2008 se tomaron datos de 389 ejemplares en Villalba Baja, y de 437 en Villel.

Se definió como un individuo independiente cada tallo o eje de crecimiento simpodial (tipo de crecimiento habitual en caméfitos y nanofanerófitos, donde el eje principal pierde su actividad meristemática y por debajo de él crecen ramificaciones secundarias que lo superan) que pudiera individualizarse claramente a ras de suelo. A veces, dos o más ejes se ramificaban entremezcladamente dando la apariencia de un solo arbusto, pero si se observaban los troncos basales bien marcados se consideraron individuos independientes y, consecuentemente, fueron etiquetados por separado. Por el contrario, en los casos en que no se detectara más de una cepa basal, aunque aparentemente se observara más de una unidad de ramificación simpodial, el conjunto se marcó como un solo individuo.

Se hizo coincidir el trabajo de campo con el periodo de fructificación a finales de la primavera, cuando en la arnachilla aún se aprecian tanto los frutos como las flores marchitas que no han cuajado en fruto en la infrutescencia. De esta manera, se obtuvieron simultáneamente los datos de crecimiento, supervivencia y respuesta reproductiva de los individuos:

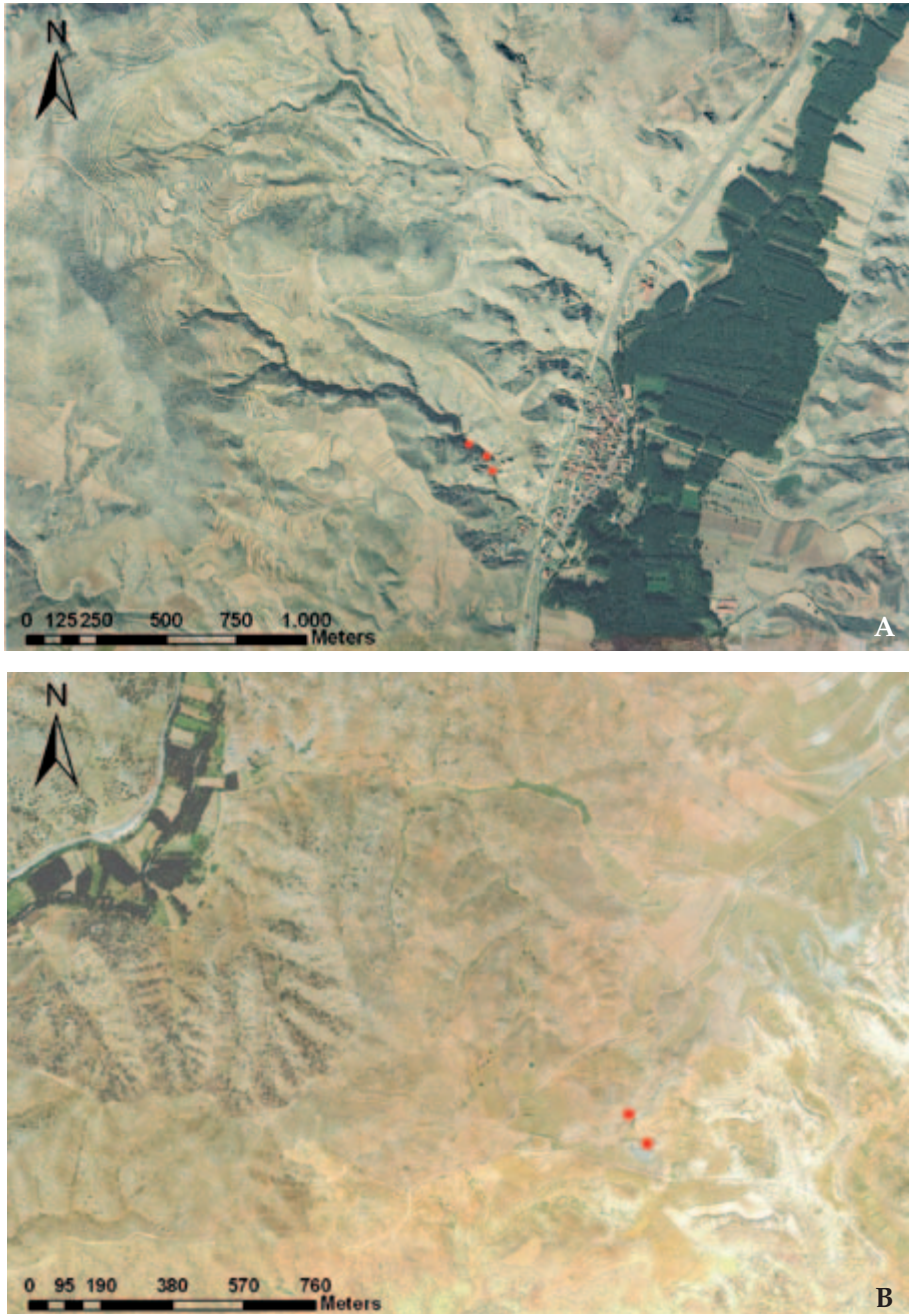


Figura 8.1. Localización de las parcelas de muestreo en el seno de las dos poblaciones naturales: Villalba Baja (A) y Vilel (B). Base cartográfica: Ortoimágenes 1:5000 del Sistema de Información Territorial de Aragón (SITAR 2009).

1. Tamaño: se calculó el biovolumen, anotando el diámetro máximo de la copa del arbusto, así como el diámetro perpendicular a éste y la altura máxima (Marrero Gómez *et al.*, 1999).
2. Estado fenológico: se anotó si el individuo había florecido y fructificado, si había permanecido como vegetativo en esa estación, o si había desaparecido o se había secado.
3. Producción de frutos por planta y de semillas por fruto: se contó el total de flores y frutos en cada individuo, salvo que alcanzaran números muy elevados. Cuando la cifra de ramas florales por planta era superior a 10, se llevaron a cabo estimaciones midiendo flores y frutos en una porción de la planta, para obtener unos valores medios, que se multiplicaban por el número total de racimos contados en el ejemplar. La estimación de la producción de semillas por fruto se llevó a cabo antes del periodo de dispersión de las semillas. Para ello, se recogieron, fuera de la parcela, 1 ó 2 frutos de al menos 50 plantas, y para cada silícula se anotó el número de semillas desarrolladas que albergaba.

Estructura de los estados demográficos

Debido a la dificultad de datar la edad de los individuos, para estructurar la población se establecieron clases de estados (de tamaños) (ver por ejemplo Kaye *et al.*, 2001). En atención a sus propiedades biológicas, los individuos se clasificaron en dos clases de plántulas, dos de juveniles y dos de adultos (S1, S2, J1, J2, A1 y A2; Tabla 8.1 y Figura 8.2). En la clase J2 no fue infrecuente registrar algunos individuos reproductores. En ambas poblaciones se obtuvieron buenas correlaciones al relacionar el tamaño de las plantas con la fecundidad y la supervivencia, lo que apoya el uso del tamaño para establecer las clases.

Clase	
S1	Plántula de 1 ^{er} año
S2	Plántula de 2 ^o año
J1	> 10 cm de altura / < 10 dm ³
J2	11 - 50 dm ³
A1	51 - 500 dm ³
A2	> 500 dm ³

Tabla 8.1. Criterios y valores de altura y biovolumen que sirvieron para separar las distintas clases de tamaño en las poblaciones.

Mediante un submuestreo en parcelas más pequeñas, las plántulas se agruparon en cohortes según la fecha de emergencia (Domínguez *et al.*,

2005). A partir de este estudio se calculó la tasa de supervivencia anual de las distintas cohortes durante cuatro años, con un rango de valores de 0 a 0,16 para S1 (media = 0,06, desviación típica —dt— = 0,07, para cuatro cohortes controladas), y de 0,47 a 0,5 para S2 (media 0,49, dt 0,01 con datos de solo dos cohortes).

No se ha detectado un banco de semillas permanente para esta planta (Domínguez *et al.*, 2005). Como consecuencia de ello, en este estudio no se incluye una clase de estado “semillas” y las transiciones se calcularon directamente a partir de las estimaciones de fecundidad a la clase plántulas. El valor de fecundidad se calculó siguiendo el método de reproducción anónima (Caswell, 2001), que es el resultado de asignar las plántulas nuevas del año t+1 a cada clase con individuos reproductores según la proporción de semillas producidas por éstos durante t, dividido por el número de individuos en cada clase.

El seguimiento se prolongó hasta el año 2008, inclusive, y con ello se obtuvieron siete matrices de transición (matrices de Lefkovich) a partir de los ocho periodos muestreados para cada población de acuerdo a la siguiente matriz A:

$$A = \begin{matrix} & \mathbf{S1} & \mathbf{S2} & \mathbf{J1} & \mathbf{J2} & \mathbf{A1} & \mathbf{A2} \\ \mathbf{S1} & 0 & 0 & f_3 & f_4 & f_5 & f_6 \\ \mathbf{S2} & a_2 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ \mathbf{J1} & 0 & a_{32} & a_{33} & a_{34} & a_{35} & 0 \\ \mathbf{J2} & 0 & a_{42} & a_{43} & a_{44} & a_{45} & a_{46} \\ \mathbf{A1} & 0 & 0 & a_{53} & a_{54} & a_{55} & a_{56} \\ \mathbf{A2} & 0 & 0 & 0 & a_{64} & a_{65} & a_{66} \end{matrix}$$

Por lo tanto, se obtuvieron catorce matrices diferentes, siete por población (reproducidas en el Anexo V). Los elementos nulos de la matriz corresponden a aquellas transiciones para las que no hubo observaciones durante el seguimiento. Se utilizaron las tasas de supervivencia de los ejemplares S1 (plántulas de primer año) obtenidas en el submuestreo de las plántulas para calcular los valores de transición de S1 a S2. Las probabilidades de transición de S2 a J1 se obtuvieron de manera similar, dividiendo el número de nuevos reclutamientos en las poblaciones marcadas por el total de plántulas de segundo año (S2) del año anterior. Dicho total se calculó utilizando los valores de supervivencia de las plántulas S2 estimados a partir del submuestreo de plántulas. También en este caso, asumimos que las plantas permanecen en la clase S2 solo un año. En resumen, se consideró que todas las plántulas S1 y S2, o bien pasaban a la siguiente clase de tamaño o bien morían, pero en ningún caso permanecían o regresaban a una clase menor. Esta asunción se ajusta a nuestras observaciones empíricas del crecimiento de plántulas, las cuales normalmente superan en dos años los 10 cm de al-



Figura 8.2. Muestra de ejemplares en las distintas clases de edad establecidas para estructurar la población. A) S1, plántula con 35 días desde la emergencia. Los cotiledones se distinguen, obcordados, en la parte inferior, seguidos por ocho nomófilos. El hipocótilo no está lignificado.

B) S2, plántula de segundo año, plántula de 412 días tras la emergencia, en primavera tras el paso del primer invierno, 23 nomófilos, lignificación del hipocótilo y ramificación desordenada. C) Ejemplar J1 en el barranco Hocino de 11 cm de altura y 0,69 dm³ de biovolumen estimado. D) Ejemplar A1 en Villele, de 26 cm de altura y 61 dm³ de biovolumen estimado. E) Ejemplar A2 en el barranco Hocino, con más de 1.500 dm³ en biovolumen y un diámetro mayor de más de 150 cm. Se observan ramas muertas en el centro del ejemplar, frecuentes en este tipo de ejemplares (Fotos: Felipe Domínguez).

tura, límite de altura que establecimos para entrar en la clase J1. Con este método, si bien las supervivencias de las clases S no están en relación directa con los nuevos reclutamientos en la clase J1, permiten valorar la incidencia de dichas clases en el modelo general matricial.

Los individuos de las clases juveniles que sobreviven hasta el año siguiente pueden permanecer en su misma clase de edad o crecer (una o más clases). En los individuos supervivientes de las clases de adultos (A1 y A2) se observó tanto crecimiento como permanencia en la misma clase de edad, o incluso una reducción de su tamaño (por ejemplo, la transición de A2 a J2). La fecundidad se estimó para las clases J1, J2, A1 y A2.

Tasa finita de crecimiento. Modelo estocástico y proyecciones

La tasa finita de crecimiento (λ) se calculó siguiendo a Caswell (2001). Su valor anual en cada población es el resultado de un muestreo concreto, de modo que su valor está sujeto a la incertidumbre derivada del error de muestreo (el uso de una muestra determinada de individuos) y del error experimental (se miden unas variables concretas en cada individuo). Por ello, no basta calcular el valor de λ , sino que se hace muy recomendable acompañar los valores calculados de λ de una estimación de su fiabilidad (Álvarez-Buylla y Slatkin, 1991). Existen dos métodos de estimación, uno analítico basado en la aplicación de fórmulas para el cálculo de la varianza asociada a λ , y otro directo que calcula dicha variabilidad por remuestreo (Álvarez-Buylla y Slatkin, 1993; Caswell, 2001). En este trabajo se ha empleado el segundo, y se estimaron los intervalos de confianza de λ al 95% por remuestreo con reemplazamiento de todos los individuos marcados en cada año de cada transición. Finalmente, mediante un test de Monte Carlo con 2.000 iteraciones, se calculó una λ media y unos intervalos de confianza de dicho valor que fueron establecidos por los percentiles 97,5 y 2,5 de la distribución obtenida.

Con objeto de explorar el comportamiento demográfico futuro de la planta se realizaron proyecciones a 30 y 100 años siguiendo los criterios UICN (2001). Debe tenerse en cuenta que, no obstante, probablemente los resultados de la proyección a 30 años sean poco informativos porque esta especie tiene una longevidad estimada de 40-50 años (Capítulo 9).

Para escapar del determinismo asociado a un muestreo de solo ocho años, las proyecciones demográficas se realizaron siguiendo un modelo estocástico simple. Cada una de las matrices de transición obtenidas fueron utilizadas de forma aleatoria en el cálculo de la proyección, y el proceso se repitió 1.000 veces para obtener una estima de los resultados. Como vector inicial de estado se utilizó un vector medio de los obtenidos en cada año de muestreo.

En el cálculo de la probabilidad de *quasi* extinción seguimos el método estándar (Menges, 1998). Establecimos un umbral de extinción un tanto exigente (10 individuos en las clases A1 y A2), por debajo del cual la población se consideraría extinta.

Resultados

Parámetros demográficos básicos: mortalidad y fecundidad

Por lo que respecta a la mortalidad en las clases de J1 a A2, no hay diferencias estadísticamente significativas entre los valores de las distintas poblaciones. La mortalidad es pues semejante para los individuos de una clase determinada, independientemente de cuál sea la población muestreada. No obstante, y en consonancia con las clases establecidas, sí hay diferencias significativas para la supervivencia entre clases. Así, la clase J1 experimenta la tasa de supervivencia más baja, con un 90%. La mortalidad se reduce ya notablemente en la clase siguiente (J2), con una tasa de supervivencia del 97% (Tabla 8.2). Las dos clases adultas tienen tasas muy parecidas (prueba de la T de Student no resulta significativa) y extremadamente bajas: la supervivencia para ambas se sitúa por encima del 99% durante los ocho años registrados (Tabla 8.2). En términos absolutos, durante este periodo se registraron solo nueve pérdidas de adultos de la clase A1 y una sola pérdida en adultos A2.

Clase	N	M	dt
J1	14	90,08	8,31
J2	14	96,99	3,08
A1	14	99,06	0,94
A2	14	99,50	1,91

Tabla 8.2. Valores de los porcentajes de supervivencia de las clases de J1 a A2 para las transiciones registradas. N: número de transiciones consideradas, M: media, dt: desviación típica.

La fecundidad o productividad es un parámetro vital que puede reflejar mejor la variabilidad ambiental en especies de ciclo largo. En ese sentido, se estudió la producción media de frutos por individuo, considerando en el análisis tanto los ejemplares reproductores como los que no produjeron fruto en cada año. En concreto, la variable analizada fue el logaritmo del número de frutos por planta más 1.

La Figura 8.3 muestra su evolución temporal desde 2001 hasta 2008, considerando las dos poblaciones por separado. La mitad de los años registraron diferencias estadísticamente significativas entre las dos pobla-

ciones; la fecundidad por individuo de Villem fue superior a la de Villalba en 2002, 2004, 2006 y 2007 (Tabla 8.3). Es especialmente destacable el comportamiento del año 2006 en la población de Villem que experimentó un fuerte y excepcional incremento de la productividad.

Población	Media	dt	Año	t-Student	p
Villalba	305,6	825,6	2001	0,753	0,452
Villem	182,2	507,3			
Villalba	97,2	374,9	2002	-7,117	<0,0001
Villem	234,2	593,9			
Villalba	154,1	623,8	2003	-3,143	0,0018
Villem	137,3	487,1			
Villalba	21,5	71,2	2004	-7,682	<0,0001
Villem	82,8	294,1			
Villalba	97,4	305,9	2005	0,046	0,9632
Villem	109,0	319,4			
Villalba	285,6	765,1	2006	-10,987	<0,0001
Villem	1498,0	2859,0			
Villalba	174,0	455,2	2007	-7,455	<0,0001
Villem	412,4	886,2			
Villalba	105,6	367,1	2008	12,132	0,2712
Villem	19,5	52,5			

Tabla 8.3. Valores medios de productividad por individuo: número de frutos estimado para cada planta. Para realizar la prueba de la t de Student los datos se transformaron logarítmicamente: $\text{Log}(x + 1)$.

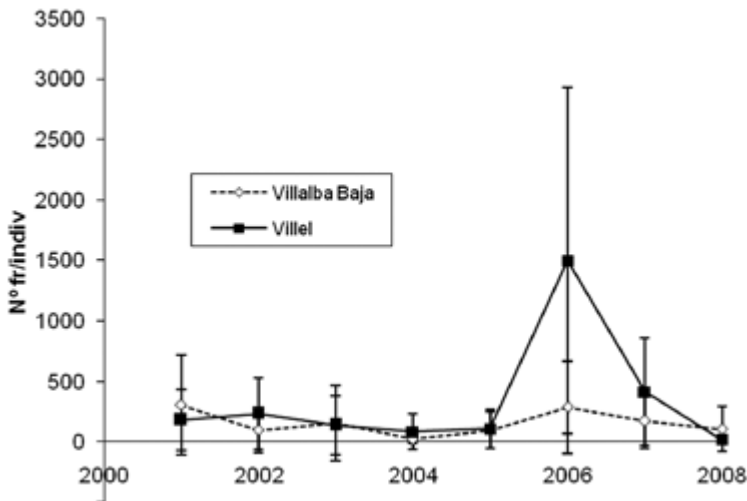


Figura 8.3. Media y desviación típica del número de frutos por ejemplar a lo largo del muestreo 2001-2008 por población.

Demografía descriptiva

La Tabla 8.4 muestra los valores absolutos de λ calculados sobre los individuos de cada año, y la Figura 8.4 los valores medios y los intervalos de confianza obtenidos con la técnica de remuestreo. Para Villalba, en la transición 2006-2007 la población experimentó un incremento demográfico, y para la población de Villel ocurrió lo mismo en la transición 2005-2006. Es esta última población la que además sufre crecimientos negativos significativos para las transiciones 2003-2004, 2007-2008 y, especialmente, para la de 2004-2005.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Villalba	0,99	0,997	0,971	0,958	0,992	1,061	1,006
Villel	1,024	1,013	0,975	0,926	1,013	0,998	0,939

Tabla 8.4. Tasa finita de crecimiento (λ) obtenida para cada población y transición.

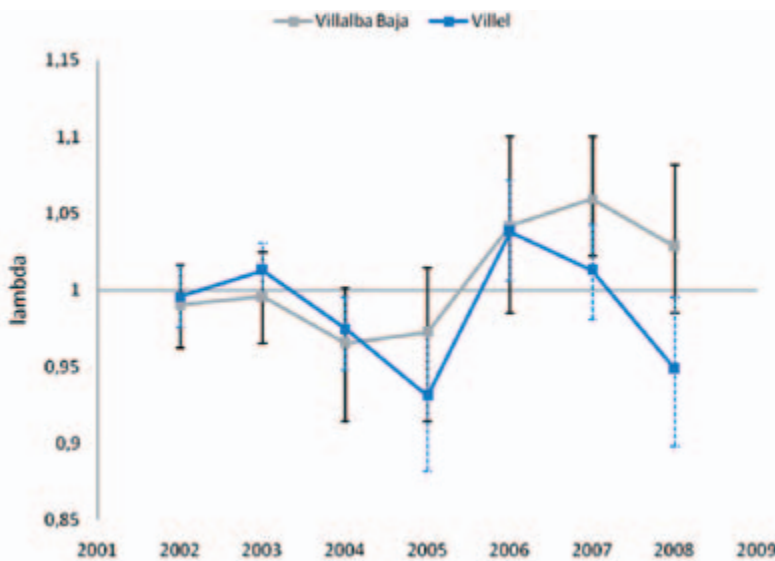


Figura 8.4. Valores medios e intervalos de confianza para la tasa finita de crecimiento.

Por otro lado, de la misma figura se deduce que ambas poblaciones siguieron un comportamiento demográfico similar: cuando se registraron tasas de crecimiento descendentes para una, también lo fueron para la otra, y lo contrario, cuando hay tendencias positivas lo fueron para las dos. Los intervalos de confianza calculados apoyan esta idea, ya que en ningún caso existieron diferencias significativas en los valores de λ entre las dos poblaciones. Aún así, en consonancia con los resultados de la Tabla 8.4, fue la población villelina la que experimentó los valores de λ más extremos.

Los valores de sensibilidad calculados (Tabla 8.5) señalan a los cambios de clase positivos, es decir los crecimientos anuales, como los elementos más influyentes en el cambio de valor de la tasa finita de crecimiento para todas las clases de edad y para las dos poblaciones. La sensibilidad de la clase A1 es, con mucho, la más importante de todas, lo que permite decir que tanto los crecimientos como las pérdidas de tamaño de la misma son los que más contribuyen al cambio de comportamiento poblacional general. De nuevo, fue una tendencia común a las dos poblaciones.

A)

0	0	0,006128	0,004864	0,006033	0,0017
0,353148	0	0	0	0	0
0	0,039003	0,19543	0,146889	0,09949	0
0	0,033688	0,262764	0,217936	0,283338	0
0	0	0,106223	0,322106	0,400745	0,117193
0	0	0	0,020888	0,453222	0,144437

B)

0	0	0,005241	0,002646	0,001917	0,001437
0,23334	0	0	0	0	0
0	0,02623	0,171844	0,089977	0,106015	0
0	0,046192	0,185308	0,09537	0,094506	0
0	0	0,161753	0,13503	0,106994	0,090744
0	0	0	0,055265	0,267132	0,092412

C)

0	0	0,003958	0,002389	0,003987	0,001998
0,177047	0	0	0	0	0
0	0,027717	0,195614	0,092805	0,080386	0
0	0,006996	0,313643	0,168216	0,280665	0,021122
0	0	0,380809	0,246309	0,389858	0,175311
0	0	0	0	0,524233	0,225325

D)

0	0	0,005724	0,002045	0,003431	0,002687
0,142558	0	0	0	0	0
0	0,020396	0,20013	0,066627	0,118499	0
0	0,01851	0,254356	0,089958	0,160256	0,036076
0	0	0,410145	0,151994	0,199805	0,184054
0	0	0	0	0,259667	0,220274

Tabla 8.5. Valores de sensibilidad. A) Matriz media Villalba. B) Matriz de desviaciones típicas Villalba. C) Matriz media Villel. D) Matriz de desviaciones típicas Villel.

La Tabla 8.6 muestra los valores reproductivos medios para las dos poblaciones. Es de destacar que las dos clases juveniles (J1 y J2) poseen valores reproductivos nada despreciables. Por otro lado, la diferencia entre la clase A1 y A2 no fue nunca muy pronunciada.

	Va 2001-2002	Va 2002-2003	Va 2003-2004	Va 2004-2005	Va 2005-2006	Va 2006-2007	Va 2007-2008	M	dt
S1	0,004	0,004	0,005	0,003	0,005	0,004	0,003	0,004	0,001
S2	0,064	0,073	0,078	0,056	0,076	0,063	0,058	0,067	0,009
J1	0,041	0,14	0,145	0,11	0,154	0,118	0,119	0,118	0,038
J2	0,218	0,193	0,184	0,126	0,229	0,184	0,156	0,184	0,035
A1	0,309	0,24	0,27	0,309	0,66	0,267	0,232	0,27	0,03
A2	0,363	0,351	0,32	0,396	0,271	0,365	0,431	0,357	0,052

	Vi 2001-2002	Vi 2002-2003	Vi 2003-2004	Vi 2004-2005	Vi 2005-2006	Vi 2006-2007	Vi 2007-2008	M	dt
S1	0,004	0,003	0,005	0,001	0,005	0,001	0,001	0,003	0,002
S2	0,073	0,047	0,08	0,017	0,078	0,022	0,02	0,048	0,029
J1	0,153	0,098	0,161	0,01	0,162	0,146	0,104	0,119	0,055
J2	0,206	0,171	0,202	0,173	0,209	0,205	0,17	0,191	0,019
A1	0,247	0,313	0,256	0,306	0,237	0,294	0,256	0,273	0,031
A2	0,317	0,369	0,296	0,493	0,308	0,332	0,448	0,366	0,076

Tabla 8.6. Valor reproductivo de las clases de S1 a A2 (Va: Villalba Baja, Vi: Villel).

Proyecciones a 30 y 100 años y probabilidad de extinción

Si bien todas las proyecciones dan como resultado un crecimiento negativo, éste es mucho más acentuado en la población vellelina, incluso desde la proyección a 30 años. En poco más de quince años podríamos detectar diferencias significativas en la tasa de disminución de esta población respecto a la población de Villalba (Figura 8.5).

Las tasas de *quasi* extinción calculadas son por tanto diferentes en ambos casos. Mientras el declive para Villalba es, como decíamos, mucho más pausado, haciendo que la probabilidad de extinción sea nula para los dos intervalos de tiempo ($p_{qe}=0$), 30 y 100 años, la respuesta demográfica del modelo en Villel predice una probabilidad de extinción de más del 50% para los próximos 30 años ($p_{qe}=0,57$) y una extinción segura en el intervalo de un siglo ($p_{qe}=1$).

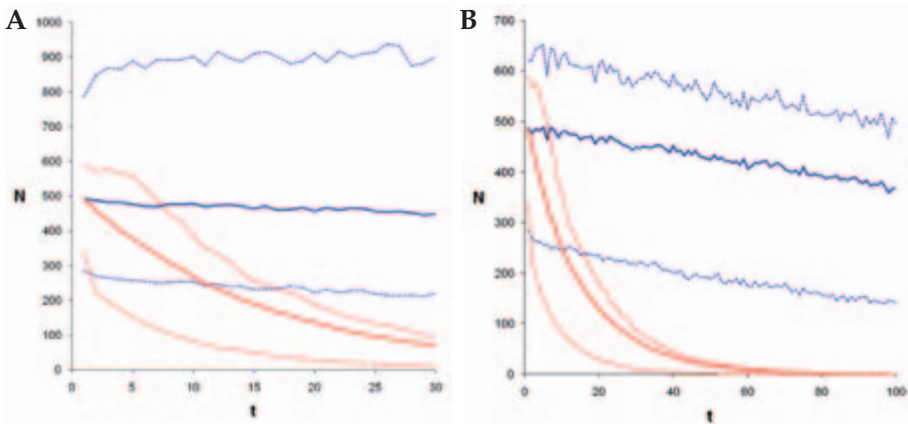


Figura 8.5. A) Proyección a 30 años del modelo estocástico para las dos poblaciones. Línea continua azul: población total Villalba, línea continua roja: población total Villel. Líneas discontinuas: intervalos de confianza de la proyección. B) Ídem, proyección a 100 años.

Discusión

Los parámetros demográficos de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* son, en términos generales, relativamente parecidos en ambas poblaciones, como parecen atestiguar los resultados de supervivencia, fecundidad y tasa finita de crecimiento (λ). No obstante, las particularidades de cada núcleo influyen de forma decisiva en las predicciones estocásticas realizadas.

Si consideramos la supervivencia, los resultados obtenidos no permiten distinguir comportamientos diferentes entre poblaciones, aunque sí destacar algunos hechos comunes a ambas y relevantes para la especie. Como ya sabíamos anteriormente (Domínguez *et al.*, 2005), normalmente muy pocas plántulas consiguen pervivir hasta el año siguiente (solo el 6%), y de esta pequeña proporción en la fase que se ha denominado plántula de segundo año (S2) solo la mitad sobrevive una transición más hasta el estado juvenil (J1). Sin embargo, a partir de ahí, la mortalidad se reduce muy ostensiblemente. Esta dinámica demográfica, nada extraña a lo que pasa en numerosos árboles y arbustos sometidos a condiciones ambientales irregulares similares a las de la arnachilla (Lamont, 1996; García-Fayos y Verdú, 1998; Escudero *et al.*, 1999; Rey Benayas *et al.*, 2002; Riba *et al.*, 2002), permite amortiguar las elevadas pérdidas en los estados demográficos más vulnerables, en nuestro caso, el de la fase plántulas.

El crecimiento, es decir el paso de los individuos de una fase a las siguientes, se traduce en un gran aumento de la supervivencia, y así vemos que en la arnachilla se asocia la supervivencia con la adquisición de la capacidad reproductora. De esta forma, los individuos jóvenes (J1 y J2) experimentan mortalidad anual, pero en este caso con probabilidades muy

pequeñas si las comparamos con las de las fases S. La supervivencia anual en los adultos roza el valor máximo. Sobre esto caben dos matizaciones. Primero, y dados los valores de sensibilidad registrados para las clases adultas, la pérdida de unos pocos adultos en la población es muy importante para la dinámica del arbusto. Segundo, conviene tener en cuenta que la baja mortalidad anual de adultos que recogen las tablas no implica que no mueran los individuos senescentes: en efecto, es frecuente que las plantas adultas vayan perdiendo ramas lentamente (Figura 8.2), y con ello decreciendo su biovolumen y revirtiendo a la clase J2 (o incluso a la J1), en las que acaban muriendo pasados unos años, algo que también sucede en otras especies longevas como por ejemplo *Bordera chouardii* (M.B. García com. pers.).

Los resultados de fecundidad muestran una mayor variabilidad intra e interpoblacional, si bien las diferencias, aunque significativas, no llegan a ser muy llamativas (salvo durante el año 2006). La variación se produjo siempre porque había mayor productividad por individuo en Villel, hecho que coincide con una mayor proporción de individuos mayores (A1 y A2) respecto a las clases J1 y J2 en dicha población. Así, esta población se caracteriza no solo por tener una mayor productividad por individuo, sino además por tener más individuos reproductores.

Demografía y aspectos clave de la dinámica del arbusto

Con los resultados obtenidos, se puede afirmar que la dinámica demográfica en Villalba es la más estable. Todos sus valores de λ se encuentran próximos a 1 y para una transición (2006-2007) se detectó crecimiento positivo. Pese a ello, la proyección del modelo estocástico general resulta levemente negativa. En este caso, la sola ocurrencia de una transición favorable no logra invertir la tendencia poblacional negativa que revela el modelo sobre la base de ocho años de seguimiento.

El número de años con crecimientos estadísticamente negativos en Villel (tres) marca la diferencia en las proyecciones, que resultan marcadamente negativas, y hace vislumbrar un futuro pesimista para esta población. ¿Qué es lo que contribuye a esta diferencia de comportamiento? Lo primero sería señalar que, pese a que los análisis han revelado diferencias en la fecundidad entre poblaciones, éstas no parecen estar demasiado relacionadas con la supervivencia. Por ejemplo, dos años en los que los individuos de Villel se caracterizaron por producir más (2004 y 2007) corresponden a transiciones demográficas negativas para dicha población (Figura 8.4). Y tampoco parecen influir demasiado en el comportamiento demográfico general. Así, el año de mayor productividad en la localidad villelina (2006) no registró una transición positiva y, de hecho, la λ estimada no permite descartar ausencia de crecimiento o crecimiento negativo ($\lambda = 1.01 \pm 0.03$ para la transición 2006-2007).

Como las diferencias en las tasas de supervivencia no se han revelado estadísticamente significativas, parece que las asimetrías en las proyecciones entre las dos poblaciones se producen por un efecto combinado de varios factores. En concreto, en la transición 2004-2005 de Villel, la peor de todas, estaría relacionado con dos hechos: baja supervivencia de los individuos J1 y elevado retroceso de individuos A1 y A2 a clases inferiores. La tasa de supervivencia de J1 para ese año fue de 64,1%, la más baja registrada hasta el momento para las dos poblaciones, explicable porque de 117 individuos desaparecieron 37 en la transición. El paso de individuos A1 y A2 a clases inferiores, incluso no reproductivas, también fue de los mayores acaecidos (de 92 A1 retrocedieron 16, y de 26 A2 retrocedieron 6).

Los resultados de la segunda transición más desfavorable, la 2007-2008, coinciden con esa idea de que se produce una sinergia de varios factores clave para originar una dinámica demográfica negativa. En este caso, se sumó un crecimiento muy escaso de los individuos J1 (el menor registrado hasta el momento: de 79 individuos solo 1 pasó a la clase siguiente) con un retroceso considerable en las clases adultas (de individuos A1 a J2 fue el mayor computado: de 102 ejemplares, 21 perdieron tamaño).

En resumen, la biología demográfica de esta especie permite concluir una estrategia por el momento dominante: una dinámica anual muy lenta con altas productividades, muy bajo reclutamiento, bajas mortalidades juveniles y casi nula mortalidad adulta (todo ello, ya se ha dicho, una vez se ha superado la fase crítica durante el crecimiento de la plántulas hasta llegar a juveniles). Este comportamiento general se ha visto alterado negativamente en algunas transiciones de la población villelina, al registrarse una mortalidad juvenil superior acompañada por retrocesos (o mortalidad ralentizada) en las clases adultas.

Sugerencias para la gestión basadas en la demografía

Al pasar de la pura investigación a las recomendaciones de gestión (de la Academia al "mundo real") se corre el riesgo de generar recetas excesivamente simplistas y de perder de vista todo el universo de circunstancias que cualquier investigación y modelo debe obligatoriamente dejar de lado para ser operativo. La demografía tiene la ventaja de permitir no solo predicciones a corto, medio y largo plazo, sino de simular informáticamente escenarios alternativos y los efectos que cabría esperar de ellos (¿qué pasaría si cambiáramos...?), evitando así cometer errores groseros fácilmente evitables.

En un arbusto como el crujiente, longevo y con una dinámica demográfica que se aproxima a la estabilidad, recomendamos operativamente

que la búsqueda de factores clave —en el sentido de Beissinger y Westphal (1998) o de Menges (2000)— tenga en cuenta sobre todo ciertos parámetros: primero, las diferencias entre los elementos de las transiciones particulares con respecto a la matriz media, segundo los valores de sensibilidad de dichos elementos (porque por definición las diferencias grandes en los elementos poco sensibles pueden tener menor importancia que diferencias pequeñas en los elementos más sensibles) y, finalmente, las tasas de mortalidad asociadas a cada clase establecida en cada transición.

Habida cuenta de todo ello, cabe hacer ciertas recomendaciones de gestión para esta planta, basadas en los años estudiados y en las proyecciones futuras, y que pueden resumirse como sigue:

A falta de otros análisis más completos (por ejemplo usando los análisis retrospectivos conocidos por sus siglas en inglés LTRE - *Life Table Response Experiments*; Ehrlén, 1999) la variabilidad en la productividad, incluso en los casos más notorios registrados, no ha repercutido de forma decisoria en las tendencias demográficas. Si a esto añadimos que la fecundidad es en términos absolutos elevada en los ejemplares adultos, no conviene entonces, a la luz de nuestros resultados actuales, destinar esfuerzos en la gestión de la reproducción.

La viabilidad de las plántulas se ve muy comprometida conforme llega cada verano, siendo el estrés hídrico estival el factor determinante de la altísima mortalidad que se produce en las clases S1 y S2. Es muy probable que deban encadenarse dos años húmedos para que una cohorte nutra de individuos a su población materna (Domínguez *et al.*, 2005). Si bien las clases de plántulas no se revelan cruciales para el futuro de la planta, la experiencia de riego en la población reintroducida en Calatayud (Capítulo 11), permite identificar cómo incrementar artificialmente la supervivencia de las plántulas si cambiara el contexto ambiental o la evolución de las poblaciones. En ese caso, una gestión decidida sobre esta clase, si bien con un plazo previsiblemente largo, supondría también una forma de generar dinámicas demográficas positivas para el conjunto de la población.

Los individuos en las clases juveniles son importantes en la orientación de las tendencias demográficas observadas y, más en concreto, en la supervivencia y en el crecimiento. Estas dos tasas se han mostrado relativamente variables respecto a la dinámica demográfica general y son en parte responsables de las diferencias demográficas detectadas en las dos poblaciones. Si el resto de los parámetros se mantienen constantes, porcentajes de mortalidad anual superiores al 20% para los ejemplares J1 deben ser motivo de preocupación. De igual manera, el estancamiento del crecimiento en ejemplares juveniles (denominado supresión de crecimiento) es un factor que contribuye en la aparición de λ negativos. Las bajas precipitaciones de los últimos años están de hecho ralentizando el crecimiento y, de rebote,

reduciendo la producción de flores y frutos al retrasarse las transiciones de las fases jóvenes a las clases adultas (Domínguez *et al.*, 2009).

Los individuos adultos son cruciales. Cualquier cambio en sus tasas vitales influye sobremanera en la dinámica demográfica general. La estabilidad general detectada se debe sobre todo a la ausencia de alteraciones notables en estas clases. Por este motivo, recomendamos que la gestión demográfica incida particularmente en este tipo de individuos. Por un lado, en igualdad de condiciones y en términos de efectividad, el número de ejemplares implicados en estas clases respecto al necesario en otras para lograr un resultado demográfico similar siempre será menor. Y por otro, dadas las altas sensibilidades de estas clases, el tiempo necesario para valorar los resultados también será más breve que para el resto de las clases.

Las comparaciones con los valores de λ publicados previamente (Domínguez *et al.*, 2009) no pueden realizarse de forma directa ya que la estructura demográfica analizada es distinta (4 frente a 6 clases para incluir la dinámica de las plántulas). No obstante todos los valores calculados anteriormente están incluidos en los niveles de confianza de λ obtenidos en el presente trabajo. De igual manera, tampoco son directamente comparables los valores de extinción calculados por este mismo motivo y porque los antiguos resultan de un modelo estocástico diferente en la simulación: uso de una distribución lognormal sobre la matriz media y la matriz de desviación típica de las transiciones utilizadas (Albert e Iriondo, 2009), sin atender a la mayor variabilidad detectada en la población de Villel. Aún así, los resultados actuales, que adjudican a esta última población mayores probabilidades de extinción de los previamente calculados, son un argumento más para tomar los resultados de los análisis de viabilidad con cautela (Bierzychudek, 1999; Beissinger y Westphal, 1998; Ellner *et al.*, 2002). Las predicciones se ven influidas por la incorporación de nuevas transiciones, en el caso concreto de nuestro nuevo estudio dos más, que han producido un crecimiento estadísticamente positivo para Villalba en 2007 y uno negativo para Villel en 2008.

Finalmente, no hay que dejar de mencionar el efecto del tamaño muestral. Nuestros resultados se derivan de una situación espacial y unos individuos concretos de cada parcela. Si bien pueden considerarse representativas de las poblaciones estudiadas, no dejan de estar sujetas a efectos microespaciales y genéticos particulares.

Con todas las precauciones mencionadas, la presente simulación indica que el núcleo septentrional villalbino —en un hábitat más continuo y seminatural, aunque más reducido—, se mantiene a salvo al menos durante un siglo (Figura 8.5), mientras que en Villel —en ocupación más

fragmentada sobre medios de fuerte influencia antropozoógica—, el análisis de viabilidad poblacional pronostica una *quasi* extinción cierta antes de un siglo.

Agradecimientos

Nuestros compañeros Helios Sainz, Rut Sánchez, Marta Benito, David Galicia, Elena del Valle, Guillén Sanz, Patricia Pulido, Alejandro González, María Jarne, entre otros, nos ayudaron en las tareas de obtención de datos. Este capítulo se ha beneficiado primero de los fondos procedentes del Ministerio de Medio Ambiente (a través del proyecto AFA, 2001-2006) y después del Gobierno de Aragón (2007-2009). Muchas gracias a María Begoña García (IPE-CSIC) por su revisión crítica del capítulo y a José Manuel González Cano (técnico de Biodiversidad en Teruel) por las facilidades dadas a lo largo de todo el periodo del seguimiento.

Referencias

- Albert, M.J., Iriondo, J.M. (2009). Análisis de datos. En: Iriondo, J.M., Albert, M.J., Giménez, L., Domínguez, F., Escudero, A. (eds.), *Poblaciones en peligro: viabilidad demográfica de la flora vascular amenazada de España*: 37-41. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Álvarez-Buylla, E.R., Slatkin, M. (1991). Finding confidence limits on population growth rates. *Trends in Ecology and Evolution* 6(7): 221-224.
- Álvarez-Buylla, E.R., Slatkin, M. (1993). Finding confidence limits on population growth rates: Monte Carlo test of a simple analytic method. *Oikos* 68(2): 273-282.
- Beissinger, S.R., Westphal, M.I. (1998). On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62(3): 821-841.
- Bierzychudek, P. (1999). Looking backwards: assessing the projections of a transition matrix model. *Ecological Applications* 9: 1278-1287.
- Caswell, H. (2001). *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. 2^a Ed. Sinauer, Sunderland.
- Domínguez, F. (2000). *Herramientas para la conservación de la flora ibérica: Aproximación histórica, el caso de Vella pseudocytisus subsp. pau y estudio de los patrones de rareza y amenaza*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Domínguez, F., Moreno Saiz, J.C., Sainz Ollero, H. (2005). Biological properties of the endemic and threatened shrub in Iberia *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo (Cruciferae) and implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 13(1): 17-30.
- Domínguez, F., Benito, M., Sainz, H., Moreno, J.C., Albert, M.J. (2009). *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo. En: Iriondo, J.M., Albert, M.J., Giménez, L., Domínguez, F., Escudero, A. (eds.), *Poblaciones en peligro: viabilidad demográfica de la flora vascular amenazada de España*: 179-182. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Ehrlén, J. (1999). Modelling and measuring plant life histories. En: Vuorisalo, T.O., Mutikainen, P.K. (eds), *Life history evolution in plants*: 27-61. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Ellner, S.P., Fieberg, J., Ludwig, D., Wilcox, C. (2002). Precision of population viability analysis. *Conservation Biology* 16: 258-261.
- Escudero, A., Somolinos, R.C., Olano, J.M., Rubio, A. (1999). Factors controlling the establishment of *Helianthemum squamatum*, an endemic gypsophile of semi-arid Spain. *Journal of Ecology* 87: 290-302.
- García, M.B. (2003). Demographic viability of a relict population of a critically endangered plant, *Borderea chouardii*. *Conservation Biology* 17(6): 1672-1680.
- García, M.B. (2008). Life history and population size variability in a relict plant. Different routes towards long-term persistence. *Diversity and Distributions* 14: 106-113.
- García, M.B., Goñi, D., Guzmán D. (2010). Living at the edge. The role of local *vs.* po-

- sitional factors in the long-term population dynamics of an endangered orchid. *Conservation Biology* (en prensa).
- García, M.B., Guzmán, D., Goñi, D. (2002). An evaluation of the status of five threatened plant species in the Pyrenees. *Biological Conservation* 103: 151-161.
- García-Fayos, P., Verdú, M. (1998). Soil seed bank, factors controlling germination and establishment of a Mediterranean shrub: *Pistacea lentiscus* L. *Acta Oecologica* 19(4): 357-366.
- Iriondo, J.M., Albert, M.J., Giménez, L., Domínguez, F., Escudero, A., eds. (2009). *Poblaciones en peligro: viabilidad demográfica de la flora vascular amenazada de España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- IUCN (2001). IUCN Red List Categories. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. As approved by the 51st Meeting of the IUCN Council Gland, Switzerland. Gland.
- Kaye, T.N., Pendergrass, K.L., Finley, K., Kauffman, J.B. (2001). The effect of fire on the population viability of an endangered prairie plant. *Ecological Applications* 11(5): 1366-1380.
- Lamont, B.B. (1996). Conservation biology of Banksias in southwestern Australia. En: Hopper, S., Chappill, J., Harvey, M., George A. (eds.), *Gondwanan heritage: past, present and future of the Western Australian biota*: 292-298. Surrey Beatty & Sons—Australian Systematic Botany Society—Kings Park and Botanic Garden, Western Australia.
- Marrero Gómez, M., Bañares Baudet, Á., Carqué Álamo, E., Padilla Cubas, A. (1999). Size structure in populations of two threatened endemic plant species of the Canary Islands: *Cistus osbaeckiaefolius* and *Helianthemum juliae*. *Natural Areas Journal* 19(1): 79-86.
- Marrero Gómez, M.V., Oostermeijer, J.G.B., Carqué-Alamo, E., Banares-Baudet, Á. (2007). Population viability of the narrow endemic *Helianthemum juliae* (Cistaceae) in relation to climate variability. *Biological Conservation* 136(4): 552-562.
- Menges, E.S. (1998). Evaluating extinction risks in plants. En: Fiedler, P., Kareiva, P. (eds.), *Conservation Biology for the Coming Decade*: 49-65. Chapman & Hall, New York.
- Menges, E.S. (2000). Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 51-56.
- Menges, E.S., Gordon, D.R. (1996). Three levels of monitoring intensity for rare plant species. *Natural Areas Journal* 16: 227-237.
- Morris, W.F., Doak, D.F. (2002). *Quantitative conservation biology. Theory and practice of population viability analysis*. Sinauer, Sunderland.
- Rey Benayas, J.M., López-Pintor, A., García, C., de la Cámara, N., Strasser, R., Gómez Sal, A. (2002). Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecology* 159: 201-209.
- Riba, M., Rodrigo, A., Colas, B., Retana, J. (2002). Fire and species range in Mediterranean landscapes: an experimental comparison of seed and seedling performance among *Centaurea* taxa. *Journal of Biogeography* 29:135-146.

- 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.
- Schwartz, M.W. (2003). Assessing population viability in long-lived plants. En: Brigham, C.A., Schwartz, M.W. (eds), *Population Viability in Plants. Conservation, Management, and Modelling of Rare Plants*: 239-266. Ecological Studies 165. Springer-Verlag, Berlin.
- Sutherland, W.J., ed. (1996). *Ecological census techniques. A handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Science* 102: 8245-8250.

Capítulo 9. Longevidad: estudios dendrocronológicos

Mar Génova Fuster
Jesica Sánchez Espejo

Resumen

La estimación más precisa de la edad en las plantas leñosas se realiza mediante técnicas dendrocronológicas, que identifican y analizan los anillos de crecimiento desde una perspectiva temporal. Identificar las clases de edad resulta clave para caracterizar correctamente la estructura y la dinámica poblacional de una especie y evaluar el estado actual de sus efectivos. Además, la determinación de modelos generales de crecimiento en grosor o el análisis de los factores limitantes para el engrosamiento son aspectos extraordinariamente aplicables en la elaboración de planes de gestión y conservación.

En el caso que nos ocupa, han surgido dificultades prácticas pues no resulta factible abordar la recolección de ejemplares para emprender un estudio sistemático y suficientemente representativo de la estructura poblacional de sus individuos. Por esta razón, las muestras analizadas proceden de la recolección fortuita realizada, durante varios años, en individuos secos de diferentes tamaños y en diversas poblaciones. En todos ellos se midió el diámetro mayor y menor y el número de anillos observados en la sección basal, lo cual constituye una estimación solo aproximada de su edad, especialmente en los ejemplares de mayor tamaño. Por ello, cuando fue posible, se incrementó la precisión en la estimación de la edad comparando secuencias de anchura de anillos en secciones procedentes de diferentes alturas.

La arnachilla ha resultado ser una especie longeva, que puede sobrepasar los cuarenta años de vida. Esta notable supervivencia de adultos llama la atención sobre la necesidad de gestionar poblaciones con individuos que pueden durar muchos años y resistir periodos desfavorables a la espera de condiciones adecuadas.

Abstract

The more accurate estimation of the age in woody plants is done by dendrochronological techniques that identify and analyze tree rings from a time perspective. Identify the age classes is a key aspect to characterize correctly the species structure and population dynamics and to assess its current conservation state. In addition, growth patterns identification and limiting factors analysis are directly applicable in management and conservation. In our case, there have been practical difficulties because it is not feasible to collect samples enough to be representative of the population structure. For this reason, collection of dead individuals was done for several years of different sizes and in different populations. We have measured the major and minor diameter and the number of rings observed in the basal section in all of them. This is only a rough estimate of their age, especially in the larger specimens. Therefore, we increased accuracy in the estimation of age by comparing the tree rings sequences in sections from different heights if this was possible.

The arnachilla has proved to have a long live cycle, which may exceed forty years of life. This remarkable longevity draws attention to the need to manage populations with individuals that can last many years and withstand adverse periods while waiting for suitable conditions.

Edad y anillos de crecimiento

La determinación de la edad de las plantas es un tema central en el estudio de las comunidades vegetales y de su evolución a través del tiempo. Identificar las clases de edad resulta clave para caracterizar correctamente la estructura y la dinámica poblacional de una especie y evaluar el estado actual de sus efectivos. El análisis de la estructura de edades en poblaciones vegetales puede, además, aportar información sobre el hábitat y los factores que han incidido en la organización y dinámica de los ecosistemas. Algunos de estos factores son relativamente invariables o con tasas de cambio muy bajas, como la orografía o las características edáficas, mientras que otros son más oscilantes en el tiempo, como los recursos hídricos, la presión de los herbívoros o el uso histórico del territorio por parte del hombre.

Diversos métodos, más o menos precisos, se han utilizado en la determinación de la edad en vegetales, muchos de ellos basados en la morfología o fisonomía externas (tamaños o formas de crecimiento). Pero desde hace centenares de años —por ejemplo, ya el genial Leonardo da Vinci escribió algunos párrafos acerca de esta cuestión—, se sabe que la estimación más precisa de la edad en vegetales leñosos o plurianuales es mediante el conteo de los anillos que, como resultado de los ciclos vitales, quedan definidos en la estructura anatómica de tallos y raíces de muchos de ellos.

Sin embargo, existen determinadas limitaciones en el uso de este estimador de la edad, pues es necesario que estén bien definidos los límites ana-

tómicos entre los distintos anillos (lo cual no sucede en todas las especies) y además, que se conozcan con detalle los ciclos vitales. Ya existen muchos datos, en las regiones templadas con clima estacional, que demuestran que lo más frecuente es la existencia de un único período de engrosamiento anual que queda plasmado en forma de anillo y, por tanto, en este caso el número de anillos se corresponderá con el número de años. Sin embargo, en regiones subtropicales y áridas los ciclos de crecimiento pueden estar relacionados con precipitaciones acíclicas o con ciclos reproductivos y no será posible utilizar con fiabilidad esta técnica para conocer la edad.

El presente capítulo recoge los resultados preliminares de un estudio en curso sobre la estimación de edad en *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, a través del conteo de los anillos de crecimiento y de la aplicación de determinadas técnicas dendrocronológicas, con el objetivo de caracterizar la estructura poblacional y la longevidad de esta especie amenazada.

El estudio de los anillos de crecimiento en arbustos

Desde principios del siglo XX ya se conocía que los anillos de crecimiento no sólo se formaban en árboles y grandes arbustos, sino también en otras especies leñosas de menor talla o prostradas. Sin embargo, el análisis de los ciclos de crecimiento que significan los anillos se ha enfrentado en estas últimas especies a diversos obstáculos, lo cual ha dificultado la generalización de este tipo de estudios. En primer lugar, hasta muy recientemente no se conocía bien la estructura y periodicidad de los anillos de crecimiento en especies subarborescentes. Además, ha resultado muy frecuente, en los ejemplos estudiados, observar la formación de numerosos anillos incompletos o ausentes en la base de los troncos, como resultado de su estrategia vital. En efecto, después de un cierto número de años, y una vez que el individuo haya alcanzado un determinado grosor en su área basal que le permita sostener el peso de las ramas jóvenes y hojas, comienza a continuación a utilizar la mayor parte de sus reservas energéticas en la constitución de nuevo ramaje y en el engrosamiento secundario de las ramas, de manera que en la base puede dejar de engrosarse y de formar anillos de crecimiento (o los constituye sólo de forma incompleta). Así, nos podemos encontrar con la paradoja de que el número de anillos sea similar a lo largo de todo el tallo.

Aún así, ya se han publicado un buen número de estudios sobre este tema, entre los que podemos citar los realizados con *Rhododendron ferrugineum* L., *Empetrum hermaphroditum* Hegerup o *Rhamnus alpina* L., arbustos o subarborescentes de las altas montañas europeas (Pornon y Doche, 1995; Bañuelos y Obeso, 2004; Bär *et al.*, 2006), la determinación de la edad en varias especies del chaparral americano (Keeley, 1993) o en la también

americana *Artemisia tridentata* Nutt. (Perfors *et al.*, 2003), o la estimación de la producción a partir de la edad en una de las especies más comunes del matorral mediterráneo ibérico: *Cistus ladanifer* L. (Paton *et al.*, 1998).

En árboles o grandes arbustos pueden utilizarse técnicas no destructivas para la extracción de muestras, pero en plantas más pequeñas y con anillos menos definidos es inevitable la muerte de algunos ejemplares para obtener las muestras. Así, en los trabajos dendrocronológicos que analizan especies arbustivas o subarbustivas, habitualmente se sigue la metodología propuesta por Kolishchuk (1990), que tiene en cuenta las particularidades del crecimiento en estos tipos biológicos. Está basada en la elaboración, para cada individuo, de una serie media de crecimientos a partir de mediciones en diversas secciones situadas a diferentes alturas del o de los troncos principales. Para ello, los ejemplares son cortados en rodajas a distancias regulares según el tipo de planta y su altura. A ser posible, una de las secciones se debe extraer de la zona de transición tallo-raíz, denominada corona o cuello de la raíz, base del tallo en la que se van registrando los crecimientos desde el inicio del desarrollo de la planta. Esta zona es fácil de reconocer histológicamente, pues la raíz se caracteriza por la ausencia de médula y el vástago o tallo por su presencia. Sin embargo, no es siempre fácil identificarla externamente: a veces este límite entre raíz y tallo se distingue por diferencias en color, rugosidad de la corteza y presencia de cicatrices o vestigios foliares, pero en muchos otros casos es irreconocible y puede estar enterrado a bastante profundidad.

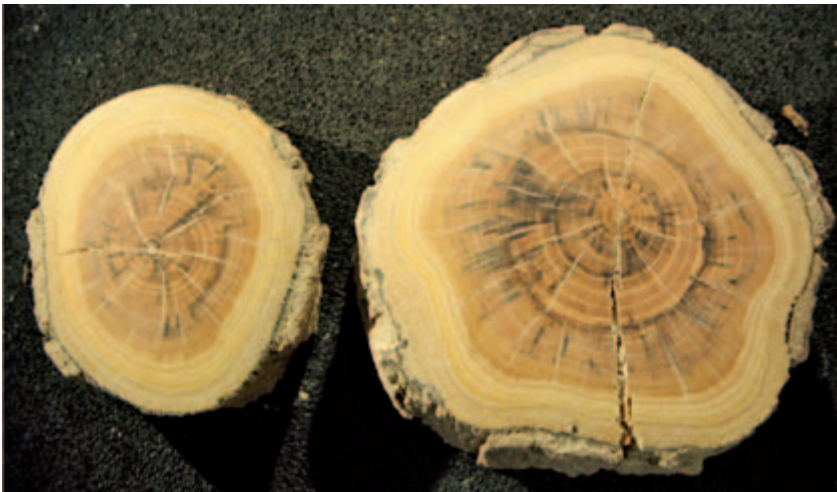


Figura 9.1. Secciones de tallo de un mismo individuo de arnachilla a diferentes alturas, a la izquierda correspondiente a una zona cercana al ápice y a la derecha a una zona próxima a la raíz. A nivel macroscópico, se distinguen los anillos de crecimiento debido a las diferencias estructurales entre el leño temprano —menos denso y de coloración más clara— y el leño tardío —más denso y oscuro— (Foto: Mar Génova).

Las rodajas o secciones obtenidas son lijadas meticulosamente y se procede a la medición de la anchura de los anillos de crecimiento en varios radios para estimar correctamente el número de anillos de cada sección (Figura 9.1), puesto que, como ya se ha indicado, en arbustos la formación de anillos incompletos o su ausencia (entre otras anomalías, como por ejemplo la asimetría de los tallos) es muy común. Finalmente, se realiza un estudio comparativo de las secuencias obtenidas en cada una de las secciones (sincronización), basado en el reconocimiento de pautas comunes en la variación de la anchura de los anillos mediante técnicas gráficas y estadísticas, lo cual conduce a la datación y fechado de cada anillo. Las distintas series de crecimiento de cada ejemplar pueden ser promediadas una vez datadas (es decir situadas correctamente en el tiempo al fechar cada anillo) y obtenerse una secuencia media representativa del crecimiento de cada ejemplar, que podrá ser utilizada en análisis demográficos y dendroecológicos.

El material analizado

En el transcurso de los distintos trabajos de investigación que se están realizando sobre la biología y la dinámica poblacional de este taxon desde hace años, se han recogido ejemplares secos y examinado en ellos sus anillos de crecimiento. Se pretende con ello caracterizar la edad de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* y su correlación con las distintas formas y tamaños reconocidos en individuos adultos, para luego afinar en la estimación de la estructura, dinámica poblacional y longevidad de la subespecie (Génova, 1996; Génova *et al.*, 2007; Sánchez Espejo, 2008).

Al revisar la información bibliográfica previa no se localizaron trabajos específicos sobre la estructura de la madera o sobre los ciclos estacionales de crecimiento en grosor de la especie, aunque sí sobre las características generales del sistema vascular en la familia Brassicaceae y sobre las tendencias ecológicas de variación del xilema (Schweingruber, 2006). Este mismo autor además ha descrito en detalle el leño o xilema secundario de la especie próxima *Vella spinosa* Boiss. (Schweingruber, 1990), lo que ha facilitado la interpretación de nuestras propias observaciones sobre las muestras del endemismo aragonés.

Tratándose de un taxon amenazado y protegido por la legislación aragonesa, no ha sido posible recolectar un número amplio y suficientemente representativo de ejemplares para abordar en profundidad la demografía de las poblaciones conocidas. Sin embargo, y aún ante el riesgo de la falta de representatividad, este aspecto de la biología de la arnachilla nos ha parecido de suficiente interés como para emprender el trabajo a partir de los individuos secos que se han ido localizando de manera fortuita en diferentes localidades.

En la actualidad se cuenta con numerosas muestras (126 secciones) procedentes de 61 ejemplares (Tabla 9.1), oriundos fundamentalmente de tres localidades y que en gran parte han sido objeto del estudio de Sánchez Espejo (2008). Un gran conjunto (35 ejemplares) se recolectó en la localidad de Villastar (Teruel) (Figura 9.2). Entre éstos, 25 corresponden al muestreo más exhaustivo y completo de adultos que se ha podido realizar en un lugar, seleccionando un número representativo de ejemplares de todos los tamaños presentes. Todos ellos se encontraron desarraigados y muertos en diciembre de 2007, a causa de las faenas agrícolas realizadas para la puesta en cultivo —no autorizada— de una parcela cubierta de matorral, en el que dominaba *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. A ellos se suman otros 10, colectados en un talud próximo y seleccionados entre los individuos arrancados por el paso de maquinaria agrícola. El resto de las muestras proceden en su mayoría de individuos muertos por causas desconocidas en las localidades de Villalba Baja y Villel, ambas también turolenses.

Ejemplar	Recolección	Localidad	Altura (cm)	Ø basal (cm)	Biovolumen (dm ³)	Edad (nº anillos serie media)
1	Domínguez et al. (1996)	Villel	69	4,2	853,5	28
2	Domínguez et al. (1996)	Villel	85	2,0	751,0	10
3	Domínguez et al. (1996)	Villel	25	1,4	24,3	6
4	Domínguez et al. (1996)	Villel	35	1,3	39,7	30
5	Domínguez et al. (1996)	Villel	18	1,1	5,6	16
6	Domínguez et al. (1996)	Villel	43	2,2	150,8	21
7	Domínguez et al. (1996)	Villel	39	1,9	88,8	17
8	Domínguez et al. (1996)	Villel	23	0,9	15,2	11
9	Domínguez et al. (1996)	Villel	75	3,8	861,9	33
10	Domínguez et al. (1996)	Villel	24	1,0	8,1	9
11	Domínguez et al. (1996)	Villel	16	0,9	6,8	7
12	Domínguez et al. (1996)	Villel	27	1,8	41,6	15
13	Domínguez et al. (1996)	Villel	110	3,2	4.354,2	32
14	Moreno et al. (VII-2003)	Villalba Baja	115	3,8	4.425,0	45
15	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	37	2,2	46,3	20
16	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	31	2,6	59,4	19
17	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	33	3,0	67,5	18
18	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	26	1,6	39,0	16
19	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	35	2,0	61,8	18
20	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	38	2,1	63,9	19
21	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	31	3,0	55,6	18
22	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	33	2,5	63,1	11
23	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	34	3,0	89,5	12
24	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	39	2,8	95,0	19

Ejemplar	Recolección	Localidad	Altura (cm)	Ø basal (cm)	Biovolumen (dm ³)	Edad (nº anillos serie media)
25	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	25	3,6	49,1	18
26	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	11	2,5	93,1	19
27	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	42	3,5	219,3	17
28	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	46	3,5	308,8	17
29	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	34	4,0	105,9	22
30	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	35	4,2	79,4	21
31	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	39	3,0	101,3	17
32	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	46	3,6	201,0	22
33	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	46	3,3	177,3	24
34	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	48	3,4	174,8	21
35	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	46	4,0	178,3	19
36	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	42	4,0	224,6	25
37	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	49	3,5	203,8	32
38	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	56	4,0	311,5	26
39	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	70	5,0	301,6	22
40	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	64	2,3	123,0	19
41	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	46	2,0	78,1	17
42	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	80	2,1	252,2	22
43	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	78	2,3	130,8	12
44	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	59	1,9	56,7	15
45	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	54	2,8	104,2	23
46	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	58	3,3	29,3	14
47	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	62	3,9	132,1	17
48	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	64	2,7	291,8	15
49	Génova et al. (XII-2007)	Villastar	93	4,8	977,5	26
50	Génova et al. (XII-2007)	Villel	108	3,6	703,1	27
51	Génova et al. (XII-2007)	Villel	62	2,7	327,7	20
52	Génova et al. (XII-2007)	Villel	108	4,5	1.677,5	22
53	Génova et al. (XII-2007)	Villel	54	3,2	58,6	33
54	Génova et al. (XII-2007)	Villalba Baja	78	2,3	269,7	19
55	Génova et al. (XII-2007)	Villalba Baja	65	3,5	596,7	20
56	Génova et al. (XII-2007)	Villalba Baja	23	3,2	73,5	39
57	Génova et al. (XII-2007)	Villalba Baja	100	5,8	390,4	43
58	Moreno et al. (VI-2008)	Villalba Baja	-	4,8	-	37
59	Moreno et al. (VI-2008)	Villalba Baja	90	8,6	-	27
60	Moreno et al. (VI-2008)	Villalba Baja	-	4,8	-	47
61	Moreno et al. (VI-2008)	Villalba Baja	-	4,3	-	30

Tabla 9.1. Datos correspondientes a las muestras analizadas.



Figura 9.2. Derecha: barranco de Villalba Baja con predominio de numerosos pies colgantes de arnachilla. Izquierda: ejemplares arrancados en una parcela arada recientemente sin autorización en el municipio de Villastar (Fotos: Jesica Sánchez).

En la mayor parte de los casos se obtuvieron dos secciones del eje principal por ejemplar: una próxima al cuello de la raíz y otra cercana al ápice del eje principal de cada planta, aunque en algún caso se prepararon hasta un máximo de 6 secciones. Dichas secciones o rodajas se lijaron cuidadosamente para visualizar adecuadamente los anillos. En cada sección se seleccionaron al menos dos radios sobre los que efectuar las mediciones, sobre todo en las zonas en las que no se presentaran algunas de las anomalías frecuentes en estos troncos: presencia de lóbulos, excentricidad o daños producidos por insectos xilófagos e infección fúngica (Figura 9.3).

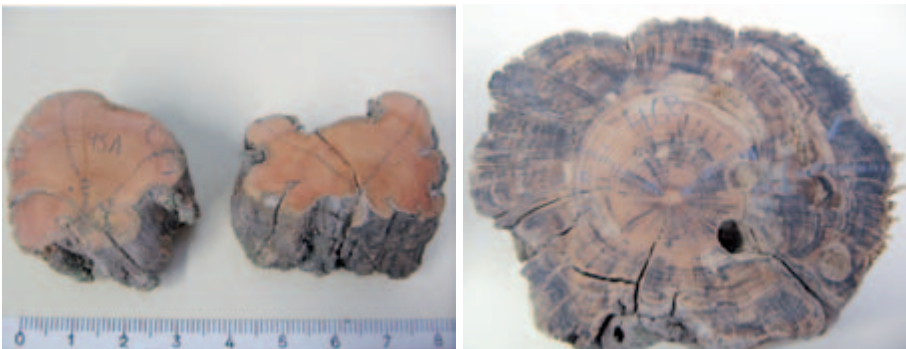


Figura 9.3. Secciones de tallo excéntrico y con formación de lóbulos —izquierda— y con daños producidos por insectos xilófagos —derecha— (Fotos: Mar Génova).

El equipo utilizado para medir los anillos consistió en un medidor semiautomático LINTAB asociado al programa TSAP (*Time Series Analysis and Presentation*) acoplado a un PC, que permite una precisión en la medida de hasta 0,01 mm. Los datos de medición se transfirieron al PC y se re-

gistraron por el software TSAP. Otros equipos imprescindibles fueron una lupa binocular, una fuente de luz fría y otros programas específicos para el tratamiento de los datos. El resultado de las mediciones efectuadas en cada uno de los radios constituye una secuencia temporal de los valores de anchura de cada anillo.

Crecimiento, longevidad y estructura demográfica

Para estimar la edad de los ejemplares estudiados se analizaron cuidadosamente las secuencias temporales obtenidas en la medición de los anillos, comparando las diferentes secuencias procedentes de cada ejemplar (de cada radio y sección), sobre todo mediante técnicas gráficas. Así se localizaron errores o anomalías (anillos incompletos, ausentes o múltiples) que interfirieran en la datación precisa. Las discrepancias observadas entre el número y grosor de los anillos presentes en las diferentes secciones sirvieron para elaborar de manera sincrónica y rigurosa una secuencia media de crecimiento para cada ejemplar (Figura 9.4), que nos aporta fundamentalmente datos acerca de la edad y de la variación del crecimiento a lo largo del tiempo.

Los resultados obtenidos permiten asegurar que la arnachilla es una especie relativamente longeva, cuya edad máxima podría oscilar entre los 30 y 50 años (la mayor edad registrada ha sido de 47 años). Esta longevidad es un hecho extraordinario en la familia Brassicaceae, en la que hay muy pocos táxones que opten por este tipo de estrategia vital y, por tanto, no son comunes los portes arbustivo o subarbustivo salvo, en todo caso, en regiones subtropicales macaronésicas de escasa aridez (Schweingruber, 2006).

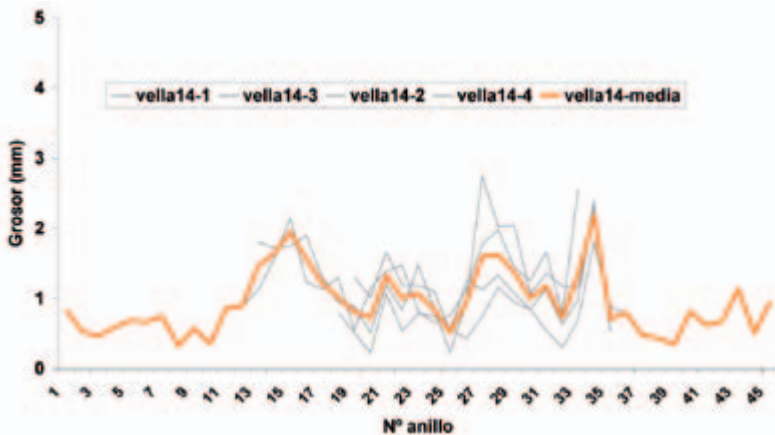


Figura 9.4. Secuencias de crecimiento sincronizadas procedentes de cuatro secciones distintas del tallo de un mismo ejemplar situadas a distintas alturas. En color naranja se ha remarcado la serie media obtenida.

Los 35 individuos muestreados en la localidad de Villastar son casi coetáneos, con una edad media (\pm desviación típica —dt—) que se cifra en $19,2 \pm 4,3$ años, y la edad del más longevo se estima en 32 años. Este último dato permite conjeturar que en torno a 1975 fue abandonado el cultivo de la parcela, aunque la mayoría de los ejemplares germinaron a finales de la década de los 80 del pasado siglo, posiblemente en el momento en que se produjo un descenso acusado del pastoreo. El grosor de los anillos es también considerablemente homogéneo y poco variable en el tiempo. Por el contrario, los individuos muestreados en Villalba Baja son mucho más longevos -con media (dt) de 34,1 (10,5) años- y presentan mayores crecimientos (Figura 9.5). Evidentemente, en este último caso el muestreo es poco representativo (sólo 9 individuos), pero aún así se pueden emitir algunas hipótesis: los individuos colectados posiblemente murieron por senectud y sus mayores crecimientos indican condiciones más favorables para su desarrollo. Así, aunque las características de la localidad de Villalba Baja son aparentemente más difíciles para la supervivencia (pendientes elevadas y escaso desarrollo edáfico), la menor competencia por los recursos y la ausencia o escasez de pastoreo han debido permitir un mayor crecimiento de la arnachilla.

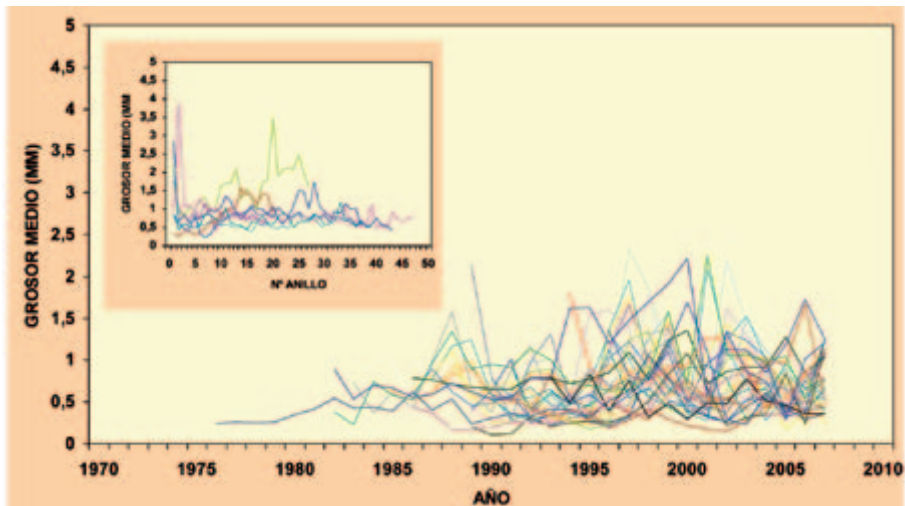


Figura 9.5. Secuencias medias de crecimiento datadas (ejemplares procedentes de la localidad de Villastar) y sin datar (figura interior) correspondientes a Villalba Baja.

Por otro lado, hemos comprobado que no existe gran correspondencia entre la edad y el tamaño de la planta en la arnachilla (Génova *et al.*, 2007; Sánchez Espejo, 2008). Este taxon se rige, en principio, por el patrón de crecimiento típico de un caméfito: a mayor tamaño, mayor edad. Sin embargo, esta relación está sujeta a tal grado de variación que impide

utilizar el tamaño (biovolumen) como un indicador preciso de la edad cronológica. Aún así, los ejemplares de mayor talla se encuentran, en general, entre los que alcanzan mayor edad y, por ejemplo, los excepcionales ejemplares números 13 y 14 (que han sido los de mayor tamaño registrado en las poblaciones conocidas, con un biovolumen próximo a los 4.400 dm³), alcanzan edades situadas entre los 32 y los 45 años. Junto a éstos coexisten ejemplares de pequeño tamaño con edades mucho mayores de las esperadas, en los que se ha producido supresión del crecimiento por competencia intraespecífica o por condiciones ambientales especialmente desfavorables pero que, en caso de que dichas situaciones se modifiquen, podrían adquirir las pautas habituales de crecimiento. Si esto fuera así podríamos hablar en la arnachilla no solo de banco de semillas, sino también de banco de plantas “suprimidas”, que en un momento dado podrían pasar de forma más o menos rápida de la fase pre-reproductiva (por estar insuficientemente desarrollados) a la de máxima producción.

En términos conservacionistas, la importancia que tiene la supervivencia de los adultos en *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* añade un reto más a su protección. Así, recomendamos que las reintroducciones y los planes de gestión contemplen un plazo largo de actuación, en el que los adultos pueden durar muchos años y resistir periodos desfavorables a la espera de condiciones adecuadas.

Referencias

- Bañuelos, M.J., Obeso, J.R. (2004). Resource allocation in the dioecious shrub *Rhamnus alpinus*: the hidden costs of reproduction. *Evolutionary Ecology Research* 6(3): 397-413.
- Bär, A., Brauning, A., Löffler, J. (2006). Dendroecology of dwarf shrubs in the high mountains of Norway - A methodological approach. *Dendrochronologia* 24(1): 17-27.
- Génova, M. (1996). Colaboración en Domínguez F., Franco, F., Moreno, J.C., Orueta, D., Sainz H., *Bases técnicas para la protección de la Flora amenazada de Aragón*. Informe inédito para la Diputación General de Aragón, Madrid.
- Génova, M., Moreno, J.C., Domínguez, F. (2007). Longevidad y demografía de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. III Congreso de Biología de la Conservación de Plantas. Libro de Resúmenes: 132. Puerto de La Cruz.
- Keeley, J.E. (1993). Utility of growth rings in the age determination of chaparral shrubs. *Madroño* 40(1): 1-14.
- Kolishchuck, V.G. (1990). Dendroclimatological Study of Prostrate Woody Plants. En: Cook, E., Kairiukstis, L. (eds.), *Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Sciences*: 51-55. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Paton, D., Azocar, P., Tovar, J. (1998). Growth and productivity in forage biomass in relation to the age assessed by dendrochronology in the evergreen shrub *Cistus ladanifer* L. using different regression models. *Journal of Arid Environments* 38(2): 221-235.
- Perfors, T., Harte, J., Alter, S.E. (2003). Enhanced growth of sagebrush (*Artemisia tridentata*) in response to manipulated ecosystem warming. *Global Change Biology* 9(5): 736-742.
- Pornon, A., Doche, B. (1995). Age, structure and dynamics of *Rhododendron ferrugineum* L. populations in the northwestern French Alps. *Journal of Vegetation Science* 6: 265-272.
- Sánchez Espejo, J. (2008). *Anillos de crecimiento y estimación de la edad en Vella pseudocytisus* L. subsp. *pau* Gómez Campo. Proyecto Fin de Carrera. Universidad Autónoma de Madrid.
- Schweingruber, F.H. (1990). *Anatomy of European woods*. Paul Haupt, Stuttgart.
- Schweingruber, F.H. (2006). Anatomical characteristics and ecological trends in the xylem and pith of Brassicaceae and Resedaceae. *Iawa Journal* 27(4): 419-442.

Capítulo 10. Cultivo en vivero y propagación

Jesús Coscolluela Jiménez
Jorge Gracia López

Resumen

Los procedimientos y técnicas desarrolladas en el vivero forestal de Ejea de los Caballeros, perteneciente a la Diputación General de Aragón, han permitido conocer mejor los tratamientos para la consecución de buenos porcentajes de germinación de las semillas de *Vella pseudocytisus* subespecie *pau*, así como la elaboración de un protocolo de siembra y cultivo para la producción en vivero de esta planta, con el fin de disponer de una cantidad suficiente tanto para su reintroducción en campo como para su mantenimiento en un pequeño huerto semillero.

Abstract

The techniques developed in Ejea de los Caballeros tree nursery, owned by Diputación General de Aragón, have enabled a better understanding of treatments for achieving good seed germination of *Vella pseudocytisus* subspecies *pau*. In addition, a cultivation protocol has been developed for the production of this plant in nurseries. This will provide enough individuals for both reintroduction purposes in the field and to maintain some in a small garden nursery.

Introducción

En suelos mediterráneos, su degradación y mal uso hacen que cobre vital importancia la vegetación que éstos soportan, por lo que el uso en propagación de flora local y de ecotipos puede aminorar el problema. Por ello, una de las medidas para proteger el suelo debe ser el desarrollo de técnicas en vivero para la propagación de especies mediterráneas. No obstante, a pesar de que el grado de conocimiento de la flora mediterránea sea más o menos adecuado, se carece aún de mucha información sobre la propagación de sus semillas, elemento fundamental para la producción de material vegetal diverso destinado a la preservación de los hábitats naturales, así como para los trabajos de restauración de la cubierta vegetal.

A ello se une la necesidad de contar con reservas de germoplasma vegetal, mantenido en infraestructuras capacitadas al efecto, lo que se ha indicado para las especies endémicas aragonesas en peligro de extinción y para aquéllas que cuentan con una o escasas poblaciones en Aragón como límite de su área natural.

En resumen, la propagación por semilla y el necesario conocimiento previo y adecuado pueden ayudar a desarrollar un programa que contribuya tanto a la protección de la biodiversidad como a la atenuación de problemas ambientales como la desertificación. Finalmente, el manejo de técnicas *ex situ* puede ser una herramienta muy útil para la conservación de la flora amenazada.

Germinación y desarrollo de la plántula

Las semillas viables comienzan a germinar habitualmente cuando se las sitúa en condiciones adecuadas de humedad, temperatura, oxígeno y, en algunos casos, de luz. En un primer momento las semillas absorben agua, los tejidos se hinchan y la cubierta seminal se vuelve blanda y elástica. La raíz primaria atraviesa la cubierta seminal y se alarga con rapidez; los pelos radicales son abundantes, por lo general, desde los primeros estados de desarrollo; posteriormente se forman las raíces secundarias. El desarrollo del sistema apical se produce a continuación. Los cotiledones, o son llevados por encima del suelo (germinación epigea), o permanecen en el suelo en el interior de la cubierta seminal (germinación hipogeá).

Determinación del peso de la semilla de *Vella pseudocytisus*

El peso de la semilla se realiza con semilla pura, que se ha separado mediante un ensayo de pureza. Se expresa normalmente como el peso de 1.000 semillas puras (Figura 10.1). Es muy sencillo convertir esta cifra en el

número de semillas puras por gramo o por kilogramo, según se requiera. El peso puede determinarse simplemente contando 1.000 semillas y pesándolas, pero la utilización de varias muestras más pequeñas permite al analista estimar la variación que existe dentro de la muestra. Con un número determinado de muestras de 100 semillas cada una, se puede calcular la desviación típica y el coeficiente de variación, así como la media. Si el coeficiente de variación es inferior a 4, entonces se acepta la media, pero si es superior se prescriben otras tantas réplicas, se calcula una nueva desviación típica, ahora respecto al número total de réplicas, y, antes de calcular la media final de la muestra, se descartan las réplicas que se alejan de la media en un valor superior al doble de la desviación típica (Tabla 10.1).



Figura 10.1. Muestra de semilla pura de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*
(Foto: Jesús Cosculluela y Jorge Gracia).

Muestra	Peso muestra (g)	Rango tolerancia extremos	Cumple condición
1	0,122	$\pm 10\% \bar{x}$	Sí
2	0,129	$\pm 10\% \bar{x}$	Sí
3	0,126	$\pm 10\% \bar{x}$	Sí
4	0,130	$\pm 10\% \bar{x}$	Sí
Media	0,127	0,134 0,114	

Tabla 10.1. Parámetros relativos al peso de las semillas de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. Número de semillas por muestra= 50. Peso medio 1.000 semillas = 2,54 g. Criterio de tolerancia: diferencia entre extremos es menor a 6% para los lotes de más de 25 g/1.000 semillas, y 10% para el resto.

Dentro de una especie determinada, las semillas llenas tienen un peso específico superior y una tasa de germinación más alta que las semillas del mismo tamaño parcialmente llenas. Las semillas grandes tienen un mayor peso por semilla que las pequeñas del mismo peso específico y, como contienen más reservas nutricias, probablemente germinarán mejor y producirán inicialmente unas plántulas más vigorosas. Por consiguiente, el número de semillas puras por unidad de peso no es por sí solo un buen indicador del potencial de producción de plantas, y debe completarse con ensayos de germinación o ensayos de viabilidad.

Ensayos de germinación

De todas las mediciones de calidad de un lote de semilla, ninguna tiene tanta importancia como la que sirve para determinar la germinación potencial de las semillas. Los ensayos de germinación que se efectúan en laboratorio tienen por finalidad principal estimar el número máximo de semillas que pueden germinar en las condiciones óptimas (Besnier, 1965; Besnier Romero, 1989; Anónimo, 1992). La utilización de condiciones ideales normalizadas en el laboratorio, como las que prescribe la ISTA (International Seed Testing Association), garantiza que los resultados obtenidos con un determinado lote en un laboratorio sean idénticos a los obtenidos en cualquier otro laboratorio. Pero está claro que los resultados que se obtienen en las condiciones ideales controladas en el laboratorio no son directamente aplicables sobre el terreno, en el vivero, donde sólo se puede ejercer un control limitado sobre las condiciones ambientales. Cada viverista debe aplicar su propio factor de corrección, derivado de su experiencia a lo largo de los años, para convertir el potencial de germinación de un lote, tal como viene dado determinado por los ensayos de laboratorio, en la germinación efectiva sobre el terreno que puede esperar en las condiciones locales de su vivero.

La germinación se define como el surgimiento y desarrollo, a partir del embrión de la semilla, de las estructuras esenciales que indican la capacidad de la semilla para producir una planta normal en condiciones favorables. La germinación se expresa como el porcentaje de semillas puras que produce plántulas normales, o como el número de semillas que germinan por unidad de peso de la muestra (Moreira de Carvalho y Nakagawa, 1989).

En el laboratorio, las condiciones ambientales como la humedad, la temperatura, la ventilación y la luz, han de ser no sólo lo bastante específicas para iniciar la germinación, sino también favorables para el desarrollo de las plántulas hasta una fase en la que pueden identificarse los tipos normales y anormales.

Con pocas excepciones, como veremos en nuestro caso, todos los ensayos de germinación deben efectuarse con semillas puras separadas mediante el ensayo de pureza. Se mezcla bien la semilla pura y se cuenta aleatoriamente en réplicas. Después se espacian de manera uniforme sobre el sustrato del ensayo. Normalmente un ensayo consta de 400 semillas en 4 réplicas de 100 semillas cada una, pero si 100 semillas son demasiadas para el sustrato del que se dispone, entonces las replicaciones pueden subdividirse en un número mayor de réplicas más pequeñas, de 25 ó 50 semillas cada una (Bonner *et al.*, 1994; Willam, 1992). Se recomienda de manera general dejar entre semillas de 1,5 a 5 veces la anchura o diámetro normal de la semilla, para reducir el riesgo de que se desarrollen mohos. El recuento de las semillas para llevar a cabo ensayos de germinación puede facilitarse empleando tableros contadores (Figura 10.2).

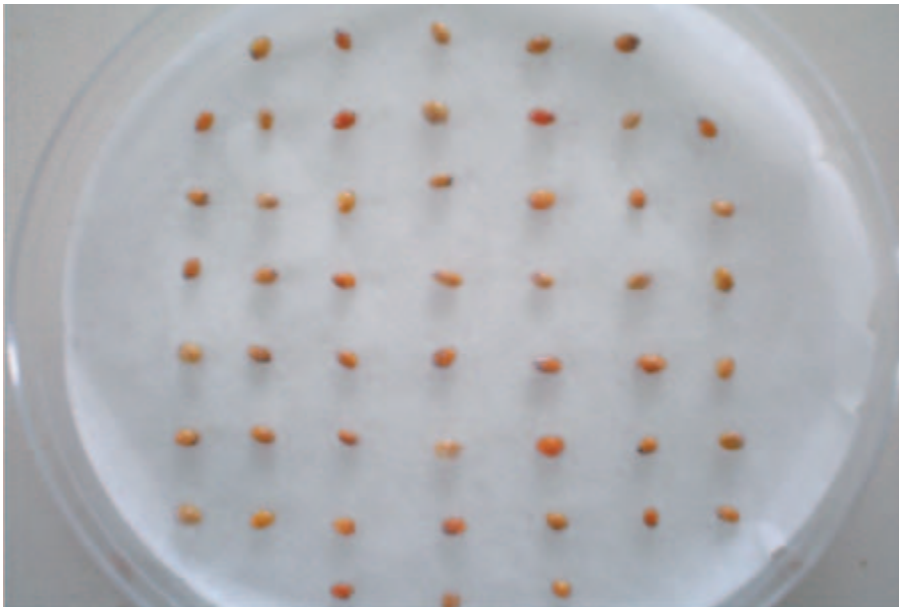


Figura 10.2. Semilla preparada para el conteo de germinación
(Foto: Jesús Cosculluela y Jorge Gracia).

Ensayos de germinación realizados en el vivero de Ejea de los Caballeros

Se trabajó con diferentes condiciones ambientales, así como diferentes sustratos. Además, las semillas fueron sometidas a diversos tratamientos pregerminativos:

- La primera consideración que tuvimos en cuenta es la aparición de mucílago cuando la semilla de *Vella* es humedecida, por lo que el lavado de las semillas o los tratamientos pregerminativos a los que sea sometida dificultarán un poco el posterior manejo, ya sea para la realización de ensayos de germinación o la siembra directa.
- Conviene el lavado de las semillas antes de su uso. Las primeras experiencias de ensayos con *Vella pseudocytisus* dieron lugar a problemas serios derivados de la infección secundaria de hongos de la placa, desechando la muestra. No está claro que el uso de fungicidas (oxicloruro de cobre en nuestro caso) influyera directamente en la no aparición de hongos. Sí que parece inhibir su aparición el uso de vermiculita humedecida como sustrato, en bolsas de polietileno.
- *Vella pseudocytisus* no parece necesitar ningún tipo de tratamiento previo para su germinación, si bien entre los mejores porcentajes de germinación obtenidos figura la lixiviación en agua durante 5 días.
- Cualesquiera que fueran los pretratamientos o condiciones ambientales, los ensayos en placa de Petri entre dos papeles de filtro siempre arrojaron unos mejores porcentajes de germinación que los ensayos en vermiculita. Los pobres resultados obtenidos en agar no son reseñables.
- La incidencia de hongos aumentó en muestras expuestas a temperaturas por encima de los 20°C, ya fuere a 20°, 21°C o a temperaturas alternantes 25/15°C. Además, los resultados obtenidos en ensayos por debajo de dicha temperatura han igualado o mejorado los porcentajes de germinación.
- Las plántulas de *Vella pseudocytisus* presentan un desarrollo mejor y más equilibrado cuando los ensayos se desarrollan en bolsas de polietileno con vermiculita humedecida.
- Las semillas con las que se obtuvieron los mejores porcentajes de germinación proceden del lote recolectado en el 2004, frente a las semillas del 2006, aunque las diferencias no son muy grandes.
- En general, y en condiciones ambientales favorables, el porcentaje de germinación de los diferentes ensayos que finalizaron con éxito rondan el 60%, siempre y cuando no haya influido ningún factor negativo directamente (contaminación secundaria o primaria de hongos, desecación de la muestra, un pretratamiento germinativo que haya estropeado las semillas, lote de semillas vanas/estériles/muertas/enfermas, etc., Figuras 10.3 y 10.4)

Cuando un lote de semillas permanece almacenado durante un tiempo, es esencial repetir el ensayo de germinación o viabilidad antes de utilizarlo, para comprobar que no se ha deteriorado en ese período.

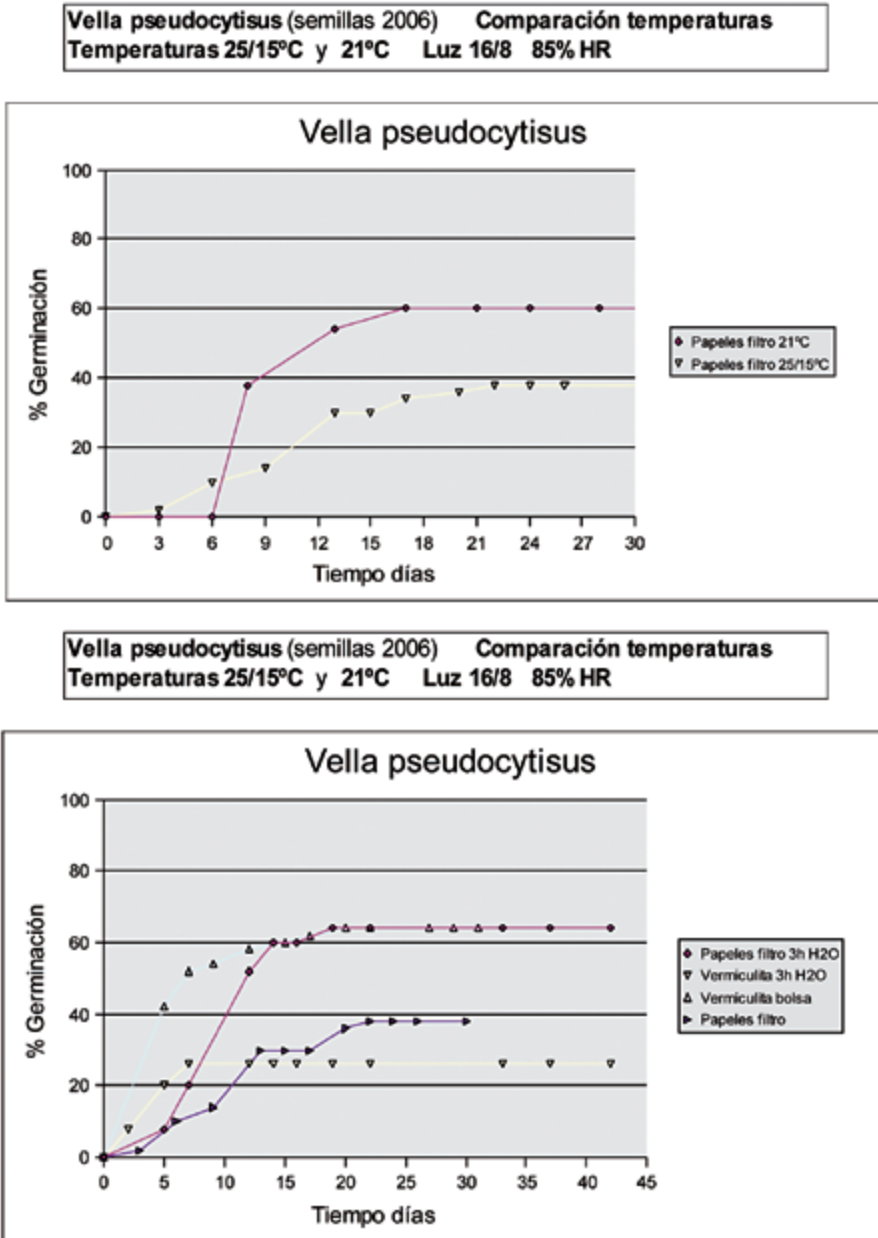
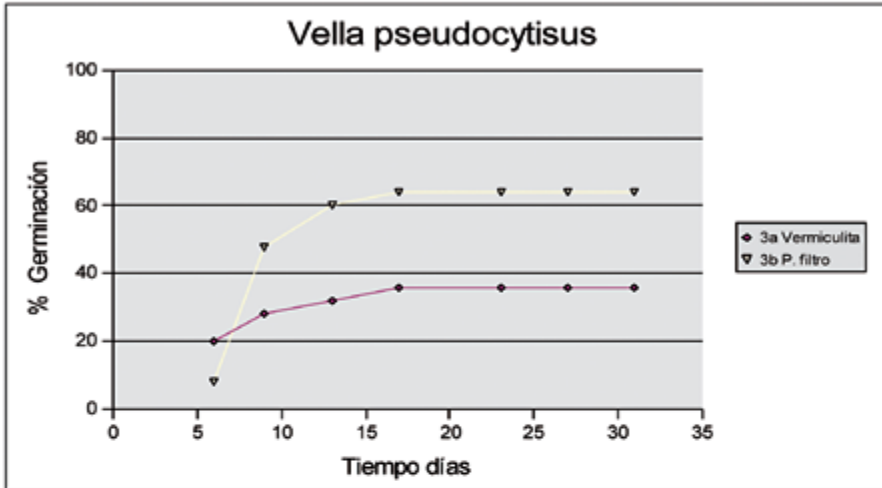


Figura 10.3. Resultados de los ensayos de germinación de 2007.

Vella pseudocytisus (semillas 2006)
Temperatura 16°C Luz 12/12 95% HR
Remojo H2O fría 5 días



Vella pseudocytisus (semillas 2004)
Temperatura 16°C Luz 12/12 95% HR
Remojo H2O fría 5 días

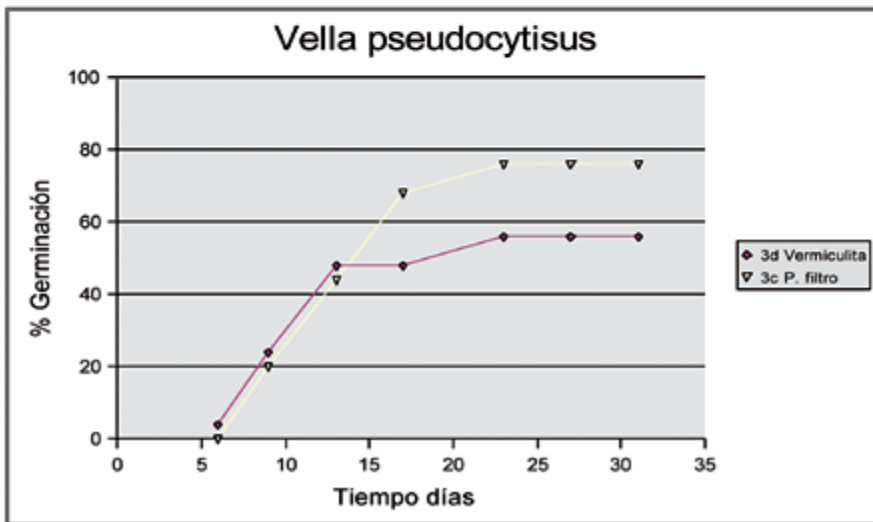


Figura 10.4. Resultados de los ensayos de germinación de 2008.

En relación a los sustratos empleados en los ensayos de germinación, la habilidad a la hora de trabajar con ensayos de germinación en laboratorio es fundamental para el desarrollo y buen funcionamiento de los mismos. El sustrato utilizado debe proporcionar unas condiciones óptimas para la germinación de las semillas, pero también debe facilitar su conteo y evaluación. Así, la elección del sustrato depende: a) del equipo y medios que se utilicen, b) de la especie, c) de las condiciones de trabajo, y d) de la experiencia del operario.

El papel de filtro se ha mostrado como un sustrato eficiente, además de ser el más adecuado a la hora de comparar y normalizar ensayos. Sin embargo, la evolución de este trabajo y los problemas que fueron surgiendo en el camino invitaban a trabajar con diferentes sustratos por los motivos que a continuación explicaremos.

La primera dificultad que nos encontramos radicó en conseguir una humedad adecuada en el ensayo, pues tanto la falta de humedad como el exceso perjudican la germinación de las semillas siendo su exceso el más grave, pues a menudo origina la aparición de hongos y otros microorganismos, debiendo incluso desechar el ensayo. Entre los sustratos que empleamos, el que proporciona una humedad más adecuada a la semilla es sin duda la vermiculita. Además, precisa de menos horas de trabajo para revisar la humedad de los ensayos. Los resultados sobre este sustrato, tanto en placa de Petri como en bolsa de polietileno fueron generalmente satisfactorios.

La segunda dificultad fue el control del estado fitosanitario de los ensayos. Como ya hemos comentado anteriormente, el exceso de humedad puede originar la aparición de hongos, pero también lo producen el estado insalubre de las semillas, unos útiles no libres de tóxicos, el propio ambiente del trabajo, etc. Para este caso, la vermiculita también se postula como un sustrato adecuado en la lucha contra los hongos en los ensayos de germinación, pues inhibe su aparición.

Envueltos en la búsqueda de soluciones, también se ensayó con agar diluido en agua, en el que también se inyectaba *Previcur*, un fungicida sistémico para evitar la podredumbre del cuello de la raíz.

Si bien la vermiculita ofreció más garantías de éxito, el tamaño de las semillas (y en menor medida la forma) determinó el sustrato con el que trabajar.

Los tratamientos pregerminativos llevados a cabo en algunas semillas determinaron el sustrato que se utilizaría en el ensayo. Por ejemplo, algunas semillas de ensayos eran previamente estratificadas en húmedo y frío en las mismas placas de Petri o bolsas de polietileno que posteriormente serían introducidas en la cámara de germinación.

Vermiculita (Figura 10.5 A)

- Su principal ventaja radica en la retención de la humedad, reduciendo además el número de horas que el operario debe emplear en reponer la humedad de los ensayos.
- Favorece el contacto entre la humedad del sustrato y la semilla. Los resultados sobre ensayos de vermiculita mejoran el potencial germinativo obtenido sobre sustrato de agar o entre papeles de filtro en las mismas condiciones.
- La vermiculita inhibe el crecimiento de hongos y otros organismos, lo que se traduce, en general, en menores incidencias y un mejor control del ensayo.
- Algunas fuentes aconsejan tapar las semillas con una capa de sustrato equivalente a la anchura de la semilla. Si la semilla es grande es difícil de llevar a cabo en placas de Petri. Esto se soluciona utilizando bolsas de polietileno.
- Para la especie trabajada se observó un desarrollo mejor de la radícula sobre sustrato de vermiculita, especialmente en bolsa, frente al agar o el papel.
- La vermiculita tolera mucho mejor que el papel de filtro un exceso de agua.
- El uso de bolsas de polietileno implica también una inversión mayor de tiempo dada la dificultad para contar las semillas aún cuando estas son de tamaño relativamente grande.

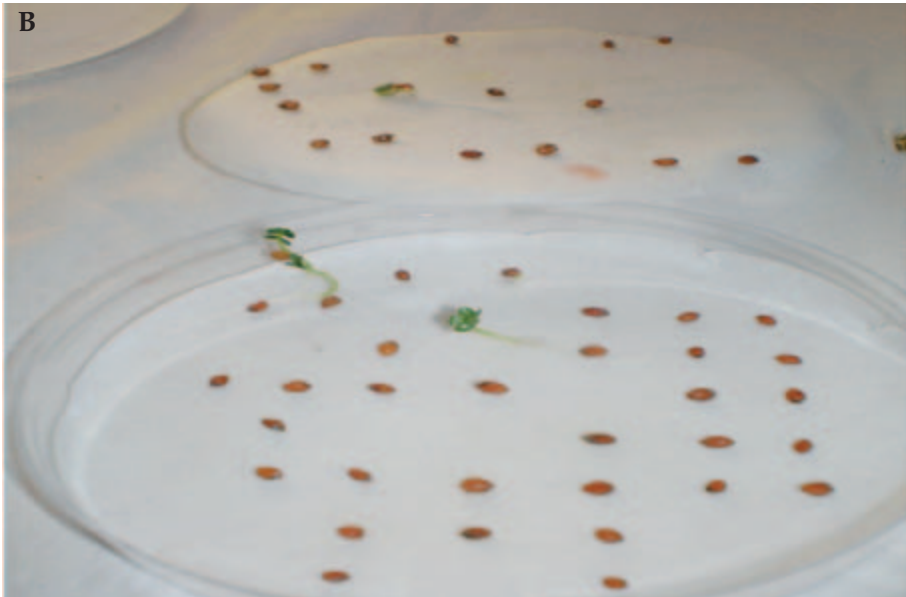
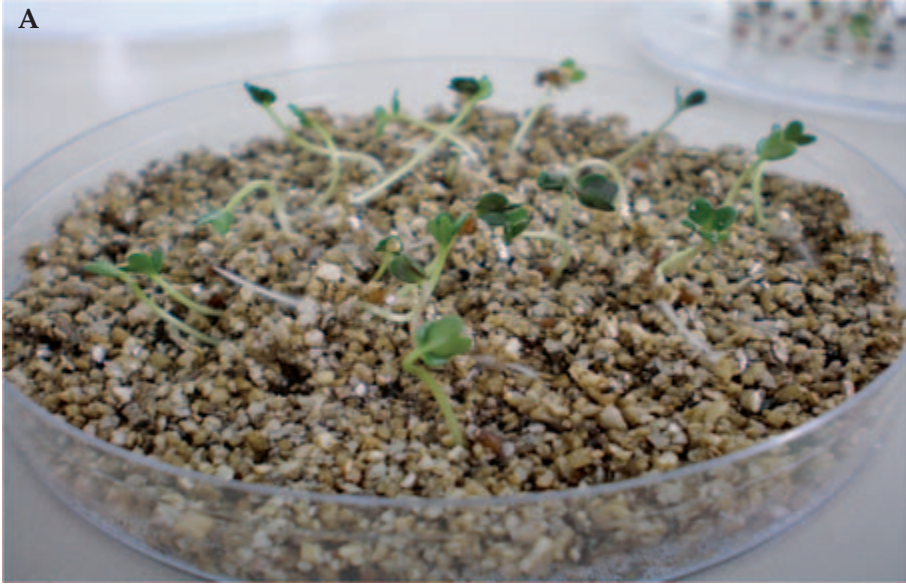
Entre papeles de filtro (Figura 10.5 B)

- A la hora de comparar y normalizar ensayos, el papel de filtro se mostró como el más eficaz entre los sustratos empleados.
- En ensayos en los que se trabajó con alternancia de temperaturas hubo que controlar la humedad casi a diario, lo que causa dos problemas: mayor inversión de tiempo y propensión a la aparición de hongos.

Agar (Figura 10.5 C)

- Aunque el uso de agar tuvo su razón de ser en el intento de controlar la aparición de hongos y otros organismos, y mostró en un principio algunos resultados positivos en este aspecto, no está claro que su uso ayude. También aparecieron hongos en ensayos con agar.

- El trabajo con agar resulta mucho más arduo y complejo; además, su manipulación y la de las semillas es más costosa. Habría que sopesar su uso frente a otros sustratos, y sólo en los casos en los que los altos potenciales de germinación obtenidos así lo corroboraran.



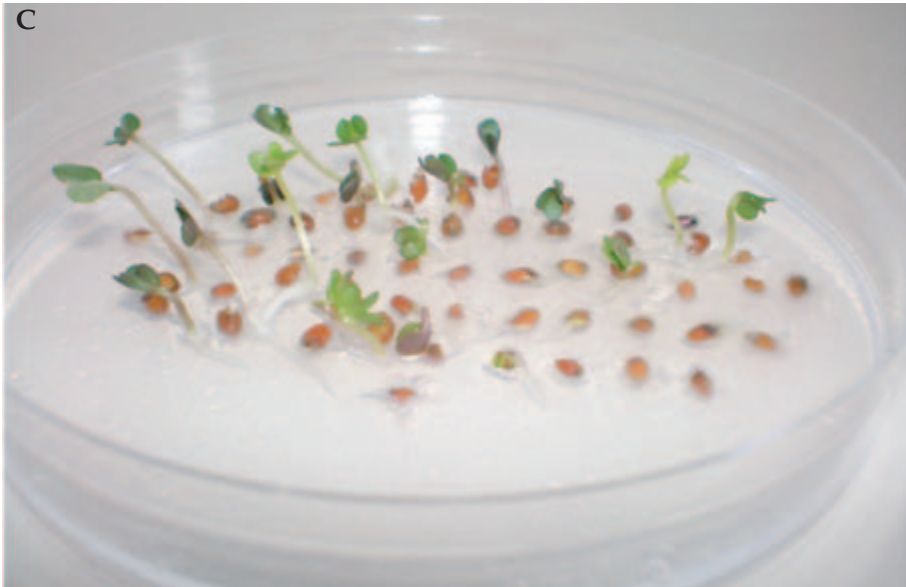


Figura 10.5. Plántulas de crujiente germinadas sobre vermiculita (A), sobre papel de filtro (B) y en agar (C) (Fotos: Jesús Cosculluela y Jorge Gracia).

En relación a la humedad de la cámara de germinación

- Para el trabajo con temperaturas alternantes, resultó difícil mantener la humedad adecuada.
- Por encima del 90% de humedad se producía condensación. Por debajo del 85% comenzaban a secarse los ensayos, sobre todo los que usaban papel de filtro.
- Los cambios bruscos en la temperatura exterior parecieron alterar el porcentaje de humedad en el interior de la cámara (cuando la temperatura en el exterior disminuyó varios grados, se produjo condensación).

Del ensayo al vivero

Es necesario que los resultados de los ensayos lleven a adoptar decisiones y actuar en consecuencia. De la máxima importancia son las diversas medidas del potencial de germinación y del número de plantas que pueden obtenerse de una unidad de peso de semilla. Esto afecta tanto a la gestión del vivero como a la consecución de los objetivos de reintroducción, pues permite perfeccionar, a luz de datos más precisos sobre los lotes de semillas concretos que se van a utilizar en un determinado año, las estimaciones algo generales de necesidades medias.

En los resultados de los ensayos de semillas aprobados por la ISTA no se predice en modo alguno la supervivencia y mortalidad después de la fase de germinación. La energía de germinación es la única medida que trata de cumplir esa función, pero depende completamente de la elección subjetiva de un criterio adecuado para definir el período de energía. La extrapolación de los resultados de ensayo de semillas para aplicarlos a la gestión de viveros no pertenece estrictamente al ámbito del presente trabajo, pero merece la pena examinar brevemente esta cuestión debido a su vital importancia para tratar la gestión de semillas, no como un fin en sí mismo, sino como parte de una cadena continua de operaciones en la que figuran la producción de plantas y el establecimiento y gestión de plantaciones.

Debe tener en cuenta el viverista al trasladar los resultados del ensayo de semillas a la producción en el vivero que:

- La germinación sobre el terreno en un vivero operacional suele ser distinta de la germinación en los ensayos. Puede ser considerablemente inferior a la que se da en los ensayos de laboratorio, y también algo inferior a la que se produce en los viveros de investigación. Debe diferir muy poco de los ensayos efectuados en el mismo vivero previamente a las principales operaciones de siembra.
- Las diferencias de germinación pueden variar según la especie, y en algunos casos puede verse más afectada la velocidad de germinación que el número final de semillas germinadas.
- La variación entre viveros puede estar relacionada con una serie de factores climáticos, edafológicos o culturales diferentes: tipo y manejo del sustrato, frecuencia de riego o humidificación, temperatura, etc.

Aunque basado en las recomendaciones de las Reglas Internacionales de Ensayo de Semillas (ISTA), el carácter experimental del presente trabajo y la problemática coyuntural que acarreó durante todo el proyecto quizá no arrojó los mejores resultados para realizar un trabajo estadístico muy completo. Sin embargo, de todo el proceso de ensayos de germinación pudieron obtenerse una serie de principios, observaciones, conclusiones, etc., que de seguro sentarán unas bases sólidas sobre las que seguir trabajando en este campo.

Cultivo de *Vella pseudocytisus* en condiciones de vivero

El sustrato que utilizamos en el vivero es una mezcla de turba rubia sin fertilizar y tierra de pinar en una proporción 70/30, manteniendo en el cepellón una buena estructura de suelo (complejo arcillo-húmico). La turba rubia sin fertilizar nos proporciona un medio sin gran cantidad de

nutrientes, especialmente nitrógeno, ya que éstos son un gran atractivo para la proliferación de hongos patógenos. Esta decisión nos ayuda a no utilizar fungicidas sistémicos que, por un lado, terminan debilitando a la planta y, por otro, eliminan las posibles micorrizas beneficiosas que se puedan encontrar en el sustrato.

La tierra de pinar ha sido sometida a un proceso de solarización. Para ello se ha regado en cuatro ocasiones y se ha cubierto con plástico con el fin de acabar con el mayor número de malas hierbas posibles. Puesto que la temperatura alcanzada está rondando los 50° C también se han eliminado parte de microorganismos no deseados.

Este sustrato se ha introducido en las bandejas de cultivo previamente humedecido para que, al apretarlo en el cepellón, quede el menor número de macroporos posibles y las raíces no sufran desecaciones o congelaciones por grandes heladas.

Las bandejas de cultivo tienen alveolos de 210 cc con costillas laterales para evitar la espiralización de la planta. Asimismo, todos los alveolos están provistos de un agujero que, además del drenaje, tiene la función de provocar un autorrepicado por suspensión. Estas bandejas se han desinfectado sumergiéndolas en una solución de agua con el 5% de lejía durante 15 minutos.

La semilla se ha rehidratado durante 24 horas en agua con el fin de iniciar el proceso de germinación. Una vez sacadas del agua, se procede a la siembra, con la dificultad añadida del mucílago que llevan. Hay que decir sobre este mucílago que su función es absorber la máxima humedad posible, ya sea del agua de lluvia o del rocío de la mañana, cuando la semilla se encuentra en su medio natural. La siembra se hace a una profundidad de aproximadamente 1,5 veces el diámetro mayor de la semilla. Se ponen entre tres y cuatro semillas por alveolo y se cubren con vermiculita, ya que no hace costra que impida la nascencia y, al absorber gran cantidad de agua, evita desecaciones del propágulo. La siembra se realiza la segunda quincena de febrero y las semillas tardan en germinar entre 18 y 21 días.

Los riegos se aportan sin un calendario fijado, pues la planta debe sufrir un proceso de endurecimiento progresivo que conseguimos manejando la hidratación del sustrato, para lo cual siempre regamos hasta la capacidad de campo y esperando hasta que la parte de abajo del alveolo tenga la mínima humedad. Esta comprobación será *de visu*. En ningún caso se dan riegos con la intención de bajar la temperatura ambiente, por muy alta que ésta sea.

En cuanto al abonado, hemos tomado una serie de decisiones con el fin de tener una planta equilibrada entre su parte aérea y su parte radical, así como con las suficientes reservas de hidratos de carbono acumuladas para resistir un largo estiaje en un suelo depauperado cuando salga del vivero. Estas decisiones han sido:

1. No hacer aporte de abono de liberación lenta en la elaboración del sustrato, puesto que el sustrato elaborado está lo suficientemente equilibrado en nutrientes y materia orgánica como para necesitarlo. Los abonos de liberación lenta tienen el problema de lixiviación del nitrógeno cuando hay exceso de riego, así como el de la evaporación del mismo en los días de mucho calor, circunstancias que ocurren con otros nutrientes, con lo cual nos encontramos con déficit en algún momento del desarrollo. Así mismo, conseguimos una prevención contra las enfermedades criptogámicas (*Dumping-off*) al no aportar una cantidad excesiva de nutrientes, especialmente nitrógeno, en primaveras suaves. Con este tipo de abonos no podemos controlar la cantidad que estamos suministrando a la planta ni en qué momento y así nos encontramos con que en agosto, mes de casi parada vegetativa, es cuando hay una mayor liberación de nutrientes.
2. Elección de un abono foliar de aplicación en el agua de riego. En la búsqueda de los abonos que necesitábamos y una vez consultada la bibliografía a nuestra disposición, decidimos que debíamos utilizar abonos complejos que reuniesen las siguientes condiciones:
 - a. que fuera un abono de características ácidas,
 - b. que no llevara o fuera pobre en cloro,
 - c. que el nitrógeno que contenga fuera en forma nítrica y amoniacal y que no llevara urea, cuya transformación es más lenta y provoca mayores pérdidas de nitrógeno,
 - d. que el fósforo tuviera gran pureza, fuera soluble en agua y asimilable por el cultivo,
 - e. que el potasio tuviera las mismas características que el fósforo,
 - f. que el magnesio, elemento nutritivo de vital importancia como componente de la molécula de la clorofila, también fuera asimilable por el cultivo,
 - g. que los microelementos fueran solubles y de fácil asimilación favorecidos por el pH ácido del propio abono.

Una vez llegados a este punto, estudiamos las necesidades del cultivo y determinamos que a partir de la lignificación del cuello de la raíz, aproximadamente a mitad de mayo, tenemos que:

- Por un lado, aplicar más nitrógeno en los estadios de formación de la planta para asegurarnos un buen desarrollo de todas sus partes, sin descuidar el aporte de fósforo para un buen desarrollo radical.
- Por otro, hacer un aporte equilibrado de potasio, puesto que los abonos desequilibrados con exceso de nitrógeno amoniacal y re-

lativamente carentes de potasio sensibilizan a las plantas ante insectos y enfermedades criptogámicas, a consecuencia del enriquecimiento de los tejidos en aminoácidos y en glúcidos reductores (azúcares). Mientras, el aporte equilibrado nitrógeno/potasio en relación con plagas y enfermedades garantiza una resistencia que se explica por el establecimiento en la planta de un nuevo equilibrio catiónico, favorable a la síntesis proteica.

Las dosis de aplicación son de 3 g/m² cada 6 días, desde mitad de mayo hasta final de julio. El abonado se aplica con un sistema de riego tipo "Venturi" y unos aspersores con bailarina que dan 120 l/h.

A partir de agosto se opta por un abono bajo en nitrógeno y alto en potasio con el fin de engrosar y endurecer la planta al forzarla a sintetizar hidratos de carbono. Las dosis de aplicación son de 3 g/m² cada 7 días, desde principios de agosto hasta la segunda quincena de octubre.

Toda la planta ha tenido un cultivo satisfactorio, sin ningún tipo de plaga o enfermedad, y exceptuando el aporte de abono, podemos hablar de un cultivo cercano a lo que se considera agricultura biológica, asegurando con ello una calidad de planta excelente y con unas posibilidades de supervivencia en campo muy altas (Figura 10.6).



Figura 10.6. Plantas de *Vella pseudocytisus* cultivadas en vivero y listas para su transplante (Foto: Jesús Cosculluela y Jorge Gracia).

Referencias

- Anónimo (1992). *Manual para la Evaluación de Plántulas en análisis de germinación*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación - Instituto Nacional de Semillas y Plantas en Vivero, Madrid.
- Besnier, B. (1965). *Semillas*. Serie: Manuales Técnicos n° 35. Publicaciones de Capacitación Agraria. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- Besnier Romero, F. (1989). *Semillas: Biología y Tecnología*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Bonner, F.T., Vozzo, J.A., Elam, W.W., Land, S.B. Jr. (1994). *Tree seed technology training course*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Los Angeles.
- Moreira de Carvalho, N., Nakagawa, J. (1989). *Semillas: Ciencia, Tecnología y Producción*. Hemisferio Sur, Montevideo.
- Willam, R.L., coord. (1992). *Guía para la manipulación de semillas forestales*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.

CAPÍTULO 11. Reintroducción

David Guzmán Otano
Guillén Sanz Trullén

Resumen

Las reintroducciones con especies amenazadas son interesantes acciones de manejo activo no exentas de problemas e incertidumbres, por lo que, en los últimos tiempos, se proponen estrictas condiciones para emprenderlas. Cuando se aprobó el Plan de recuperación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* la planta sólo crecía en dos poblaciones de Teruel. Sin embargo, existían citas de principios del siglo XX en los alrededores de Calatayud (Zaragoza) que se habían buscado sin éxito. Así que durante 2006 el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón decidió la reintroducción del crujiente en esta zona, con el objetivo de aumentar sus poblaciones y área de distribución. Todo ello motivado por la limitación en la dispersión natural de las poblaciones conocidas y la previsión frente a posibles catástrofes.

Esta acción se ha amparado en el propio Plan de recuperación y para ella se ha tenido en cuenta las recomendaciones de la UICN. También se constituyó un grupo de trabajo consultivo, en cuyo seno se discutieron los sitios concretos, el material vegetal a utilizar y la forma de ejecución. Se seleccionaron dos poblaciones, Ateca y Calatayud, y se decidió hacer una reintroducción escalonada a lo largo de tres años iniciados el 2007, utilizando plantas de origen y tamaño diverso para obtener lo antes posible una población introducida estructurada. Así mismo, se planteó su seguimiento desde los primeros momentos.

Entre 2007 y 2009 se sembraron 2.000 semillas y plantaron más de 2.100 ejemplares. A finales del 2007, la fase de aclimatación temprana fue superada exitosamente aunque con diferencias entre poblaciones. Durante el año 2008 a pesar de que se perdieron algunos ejemplares de forma accidental y localizada, las tasas de mortalidad registradas se mantuvieron bajas. En 2009 la reintroducción parece que empieza a comportarse de forma similar a las poblaciones naturales, incluso con algunos ejemplares cerrando el ciclo vital, pero con cierta variabilidad temporal y espacial.

Cuatro años después de su comienzo, y a la espera de que el comportamiento que apuntan los ejemplares reintroducidos se confirme en el largo plazo, la valoración general de esta acción es muy positiva. Para terminar, el planteamiento realizado permite sacar lecciones de cómo realizar una reintroducción con flora amenazada.

Abstract

Reintroductions of endangered species are interesting active management actions but they entail some problems and uncertainties so, lately, they must meet strict conditions before considering them. When the Recovery plan of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* was passed, this plant only grew in two populations in Teruel. However, there were references dated from early 20th century of a population nearby Calatayud (Zaragoza) that were not found. So, during 2006, The Environment Department in the Aragon Government decided the reintroduction of *V. pseudocytisus* in this zone with the objective of increasing population number and distribution area. It was motivated by a limited natural dispersion of known populations and as a precaution against possible disasters.

This action was based in the Recovery plan itself, and has taken into account the IUCN recommendations. Also, an advisory working group discussed about exact places, vegetal material to be used, and execution procedures. Two locations, Ateca and Calatayud, were selected and the introduction should be spaced out during three years, from 2007 forwards using plants of diverse origin and size to achieve an structured population as soon as possible. Likewise, a monitoring procedure was set from the beginning.

Between 2007 and 2009, 2,000 seeds were sown and more than 2,100 individuals were planted. At the end of 2007, the early acclimatization phase was successfully passed although differences between populations appeared. During 2008, although several individuals were lost accidentally and locally, recorded mortality rates kept low. In 2009 the reintroduction starts to behave like natural populations, even with some individuals closing their life cycle, but with variability in space and time.

Four years after its beginning, hoping that the observed behavior of the reintroduced individuals was confirmed on the long term, the general evaluation of this action is positive. Finally, the approach carried out allows to draw general conclusions and procedures concerning threatened flora reintroductions.

Introducción

Los movimientos de ejemplares de especies amenazadas son acciones de conservación activas que pueden resultar muy positivas para ellas: aumento de su tamaño poblacional, extensión de su área de distribución o disminución de su probabilidad de extinción. Pero implican la intervención en las poblaciones naturales o el uso de *stocks* mantenidos *ex situ*, incertidumbres en el proceso y resultado, a la par que costosas inversiones en materiales y personal (UICN, 1998). Así que se consideran como la última opción cuando las medidas *in situ* o de manejo del hábitat no han tenido éxito y, por ello, no están exentas de discusión. Tanto, que en los últimos tiempos se están revisando de forma crítica, véase por ejemplo Soorae (2008) para un amplio abanico de grupos taxonómicos y ámbitos geográficos, o SEO/BirdLife (2008) para aves en España.

Soorae (2008) cita como circunstancias que acompañan al éxito en una reintroducción buenas técnicas de crianza, aumento del área de distribución e incremento de la concienciación socio-política. También relaciona con su fracaso, al menos en parte, cuestiones tan variadas como ejecuciones sin criterios científicos, falta de seguimiento post-liberación, lentas tasas reproductivas, poca calidad del hábitat disponible o incapacidad de establecer una población viable.

Centrándonos en la flora amenazada, las políticas de conservación *ex situ* deben considerar las reintroducciones como una medida a desarrollar al final de estrategias globales (Bachetta *et al.*, 2008). No hay que olvidar que las restituciones de ejemplares en su hábitat son la fase final de la conservación o multiplicación *ex situ* de germoplasma vegetal.

Así que, para abordar con éxito una reintroducción con plantas amenazadas, se debe tener en cuenta una serie de cuestiones y condiciones. Tal es la importancia de un correcto planteamiento para estas acciones que la UICN ha desarrollado unos criterios para evaluar la idoneidad de estas medidas en el marco de acciones de conservación (UICN, 1998). También destaca que una reintroducción es siempre un proceso muy prolongado, complejo y costoso.

Los mencionados movimientos de ejemplares constituyen poderosas herramientas para el manejo del especies amenazadas, herramientas que bien utilizadas pueden generar grandes beneficios para la conservación de la flora amenazada, pero que pueden causar problemas si no se utilizan correctamente.

Antecedentes

Cuando se aprobó su Plan de recuperación, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* sólo crecía de forma natural en dos pequeñas zonas de Teruel (entorno de Villed y de Villalba Baja, Capítulo 5). Sin embargo, existían citas que reflejaban que hasta principios del siglo XX se encontraba en los alrededores de Calatayud. El último pliego de herbario fue recolectado por los botánicos bilbilitanos Benito y Carlos Vicioso en Calatayud (Zaragoza) y está datado en 1927 (Sainz Ollero *et al.*, 1996).

Ya desde finales del siglo XX, con los primeros trabajos de conservación realizados para esta especie, se ha buscado esta antigua cita del crujiente (Sainz Ollero *et al.*, 1996; Goñi, 2005), ya que la existencia de más poblaciones mejoraría en gran medida el estado de conservación general de esta planta debido a que se aumentaría el tamaño poblacional y, sobre todo, su área de distribución. Pero, desgraciadamente, todas estas pesquisas han resultado infructuosas, así que durante 2006 el Departamento de

Medio Ambiente del Gobierno de Aragón decidió abordar la reintroducción de esta planta en los alrededores de Calatayud.

Su Plan de recuperación (Decreto 92/2003, de 29 de abril, del Gobierno de Aragón, Anexo I al final del libro) contempla entre sus acciones el ensayo de diferentes métodos de reintroducción de la planta producida *ex situ* en zonas seleccionadas (Directriz 5.1.4.3). Así que, con el objetivo de que aumentaran las poblaciones y el área de distribución de este vegetal, se decidió comenzar las acciones necesarias para restituir una población, al menos, en la zona más adecuada dentro de las que pudo ocupar en un pasado.

Para esta restitución se ha tenido en cuenta el documento “Guías para reintroducciones de la UICN”, preparado por el Grupo Especialista en Reintroducción de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN y aprobado en 1995 (UICN, 1998), con el propósito de servir como una orientación de procedimientos para los programas de reintroducción pero sin representar un código inflexible de conducta. En él se plantean una serie de principios y definiciones, además de proponer una serie de pasos para favorecer la viabilidad de dichas acciones. Define cuatro tipos de acciones: reintroducción, desplazamiento, refuerzo/suplemento y conservación/introducción benigna (UICN, 1998).

Así pues, el proceso planteado para el crujiente en Calatayud se definió como reintroducción siguiendo la nomenclatura de la UICN (“un intento para establecer una especie en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o de la cual se extinguió”), ya que se asumió que en tiempos pasados esta planta formó parte de la flora de la comarca donde se iba a restituir, aunque se desconociera con precisión la localización hasta las primeras décadas del siglo XX.

Grupo de Trabajo

Una vez tomada la decisión para iniciar este proceso, se constituyó un grupo de trabajo consultivo para diseñar la fundación de una población de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* en Calatayud o sus alrededores. Se convocó a botánicos, profesores de universidad, biólogos del Gobierno de Aragón y Agentes para la Protección de la Naturaleza (APN) en esa ciudad el 31 de marzo de 2006 (Figura 11.1).

En esta reunión se justificó la medida con dos motivos: un estancamiento del área de distribución de las poblaciones de Teruel y una previsión frente a posibles catástrofes naturales o artificiales que afecten a las localidades conocidas.

También se discutieron varios aspectos prácticos. En primer lugar, el sitio concreto para la reintroducción, dado que, como se ha dicho, la antigua cita no ofrecía precisión. Para la selección de las zonas más adecuadas se utilizó la descripción de los medios ocupados en las poblaciones naturales de Teruel. Con ese objetivo, Agentes para la Protección de la Naturaleza del Área Medio Ambiental de Calatayud viajaron específicamente hasta esta provincia para comparar *in situ* la idoneidad de las alternativas. Además, se utilizó la información derivada del modelo de selección de hábitat realizado para las poblaciones naturales. En este modelo, resultó de especial relevancia la litología frente a otras variables como pendiente u orientación (Capítulo 5). Con esa información se buscaron sitios adecuados en los alrededores de Calatayud. Además, también se consideraron otras cuestiones prácticas como la intensidad de pastoreo, la protección de las parcelas (que al menos fueran montes públicos), y cuestiones logísticas o de acceso que facilitaran el trabajo.



Figura 11.1. Reunión del grupo de trabajo consultivo para diseñar la reintroducción, Calatayud, 31 de marzo de 2006 (Foto: Guillén Sanz).

Otra cuestión que se planteó fue el material vegetal a utilizar en la reintroducción y la forma de llevarla a cabo. Y para ello, de nuevo, se utilizó la mejor información disponible sobre las plantas de las poblaciones naturales turolenses: producción de semillas, dispersión, tasas de germinación y de supervivencia de las plántulas, fenología de estos fenómenos, reclutamiento, edad de la primera floración, mortalidad estructurada por tamaños, etc. Así pues, se optó por la plantación de ejemplares procedentes

de vivero de Ejea de los Caballeros (Zaragoza), perteneciente al Gobierno de Aragón, donde se tenía un *stock* suficiente de plantas crecidas a partir de simiente de la población natural de Villalba Baja. Además, esta instalación disponía de medios para producir más material si fuera requerido. También durante 2007 se utilizó material producido por otro vivero del Gobierno de Aragón, el de Santa Eulalia (Teruel). Asimismo, debido a la baja productividad de los ejemplares jóvenes y a la escasa efectividad de las siembras, se planteó reintroducir ejemplares adultos traslocados desde medios secundarios o derivados (márgenes de cultivo y zonas de riesgo) de la población natural más numerosa, Vilel. Por último, estas plantaciones se completarían con siembras a finales del primer invierno (2007) utilizando simiente de las dos poblaciones turolenses (Vilel y Villalba Baja). Se decidió recolectar semillas para producir más planta en el vivero de Ejea, que sería utilizada en años posteriores. El motivo para utilizar material tan variado fue buscar lo más rápidamente posible una estructura de tamaños diversa en la población o poblaciones reintroducidas.

En cuanto al calendario de trabajo, se planteó repartir los esfuerzos a lo largo de tres años, 2007, 2008 y 2009, con una posible prolongación de dos más si se estimaba necesario a la vista de un seguimiento específico. Por último, se organizaron las labores preparatorias a ejecutar durante 2006: permisos, propuestas de inversión, selección de lugares, recolección de simiente, etc.

Objeto de la reintroducción

Tal y como se ha apuntado, desde el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón se propuso como objeto de este proyecto el establecimiento de nuevas poblaciones de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* en un territorio históricamente ocupado por esta especie, con el fin de mejorar la viabilidad general del taxon a largo plazo. Y todo ello motivado por la limitación en la dispersión de las poblaciones turolenses y la previsión frente a posibles catástrofes naturales o artificiales.

Se seleccionó la comarca Campo de Calatayud por la existencia de citas antiguas de esta especie, dada por los botánicos Benito y Carlos Vicioso. Para la realización de esta reintroducción se cumplen una serie de condiciones:

- Las actuaciones quedan dentro del área de distribución natural (histórica) de la planta.
- Se realizarán en las mismas comunidades vegetales naturales de las que forma parte este taxon en sus poblaciones naturales actuales.

- Las actuaciones o métodos que se ejecutarán, implicarán el mínimo manejo e intervención, minimizándolo o eliminándolo a largo plazo.

Material y medios

En este apartado se describen las localizaciones, condiciones y medios decididos para la reintroducción, para mayor información puede consultarse a Sanz y Gómez (2006).

Localización de las parcelas

Como ya se ha mencionado anteriormente, se buscaron lugares en Calatayud y términos municipales próximos con los condicionantes descritos. Fruto de este trabajo se propusieron dos sitios: uno en el término municipal de Ateca y otro en el de Calatayud, ambos en la comarca Campo de Calatayud, Zaragoza.

La zona situada en Ateca (Figura 11.2 A) se localiza cerca del límite entre este municipio, Calatayud y Cervera, en el paraje denominado “Dehesa de Armantes”. Se seleccionó un área de 3,6 ha, en una ladera orientada al Este, sobre un sustrato de lutitas rojas producto de la degradación de la roca caliza predominante en los cerros que conforman la sierra de Armantes. En la proximidades se encuentran repoblaciones de *Pinus halepensis*. La vegetación dominante es la propia de los matorrales de sustitución sobre sustrato calcáreo, con romero (*Rosmarinus officinalis*) y aliaga (*Genista scorpius*) como especies dominantes, además de *Bupleurum fruticosum* subsp. *fruticosum*, *Lavandula latifolia*, *Linum suffruticosum*, *Brachypodium retusum*, entre otras.

La propuesta en Calatayud (Figura 11.2 B) linda con el barranco de Valdecaldete, tributario del barranco de la Bartolina. Se eligió una superficie de 1,9 ha en cuyo sustrato predominan las rocas carbonatadas, pero donde también aparece el yeso. De esta manera, además de las especies ya citadas aparecen otras con afinidades gipsícolas: *Ononis tridentata*, *Herniaria fruticosa* o *Helianthemum squamatum*. En el entorno de la repoblación aparecen cultivos de secano y almendros, así como también testimonios del pastoreo de ovejas y repoblaciones de *Pinus halepensis*. Ambas localizaciones son montes de titularidad pública.

En cada futura población se eligieron varias parcelas de plantación. Para su elección se buscó cierta variabilidad de ambientes, exposiciones, cobertura vegetal, pendientes, etc. En ambos casos se buscaron cabeceras de barrancos con hábitat potencial aguas abajo, para facilitar una hipotética dispersión ayudada por la escorrentía.

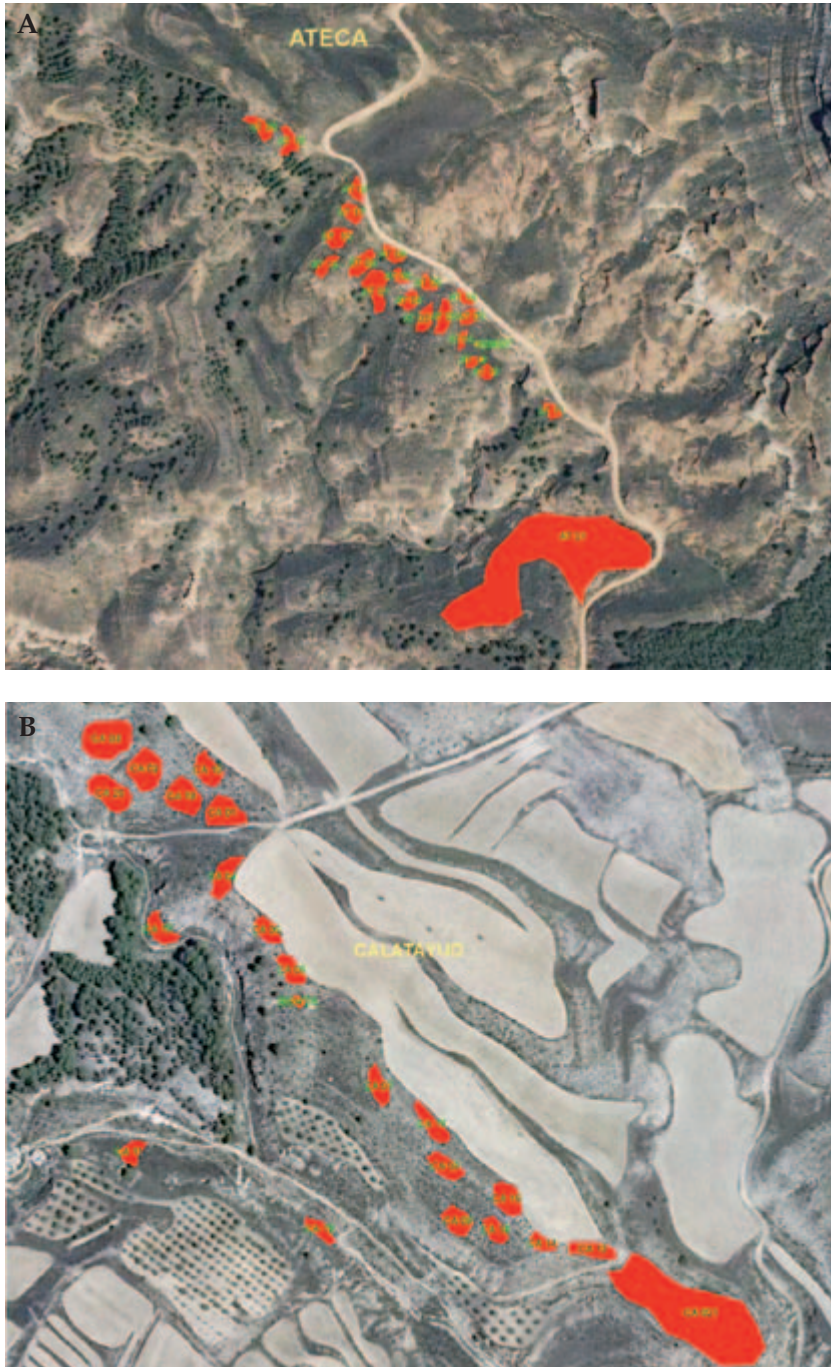


Figura 11. 2. Ubicación de las parcelas de plantación en la población de A) Ateca y B) de Calatayud.

Plantación y siembras

Durante el primer año, 2007, se eliminó la vegetación arbustiva y herbácea en una superficie de 2 x 2 m para las siembras, con el fin de reducir la competencia y facilitar el seguimiento de las plántulas, realizando un laboreo superficial. Las semillas se trataron con productos antifúngicos y se rehidrataron. Se sembraron a finales del invierno para evitar las heladas que pudieran dañar posibles germinaciones.

Durante 2007 se realizaron las plantaciones en 10 parcelas por población. En cada parcela se introdujeron 25 plantas del vivero de Ejea, 1 de Santa Eulalia y 2 traslocadas. Para ello se preparó el terreno mediante eliminación puntual de la vegetación arbustiva. Se realizaron hoyos mediante ahoyador mecánico o manualmente. El trasplante se hizo cuando la planta estaba en descanso, en invierno, pero evitando los momentos más fríos. El material utilizado proviene de simiente recogida en Villalba Baja. Para la traslocación de ejemplares de Teruel, se extrajeron plantas adultas de la población de Villel, conservando el cepellón y el sistema radicular en su mayor medida (Figura 11.3).



Figura 11.3. Ejemplar de crujiente de Villel (Teruel) preparado para su traslocación (Foto: Guillén Sanz).

Respecto a los cuidados posteriores, inicialmente se decidió que los riegos se mantendrían en los dos años siguientes a la plantación y siembra en caso de que las precipitaciones no alcanzaran sus niveles medios para la zona. Pero, a la vista del seguimiento, se optó por minimizar estas intervenciones.

La reintroducción se quiso realizar de una forma escalonada, para aumentar las posibilidades de un establecimiento continuado y natural de la especie, estructurando demográficamente la población de forma rápida. Así que este esquema de trabajo se repitió un segundo año, durante 2008 con ligeros cambios. En 10 nuevas parcelas en cada población se introdujeron 25 ejemplares de un año del vivero de Ejea, y no se realizaron traslocaciones ni siembras.

Finalmente, durante el tercer año, 2009, en las poblaciones de Calatayud y Ateca se introdujeron respectivamente 400 y 700 ejemplares de un año producidos en el vivero de Ejea. Esta vez no se agruparon por parcelas, sino que se dispusieron de forma irregular rellenando espacios en las cabeceras de los barrancos para favorecer su expansión. Para conocer los detalles sobre la producción de planta puede consultarse el Capítulo 10.

Seguimiento

Ya desde el primer año de actuaciones se diseñó un seguimiento de todas las plantas (siembras, traslocaciones y plantaciones) con el fin de evaluar la eficacia de las acciones y la necesidad de eventuales correcciones en la reintroducción. Este seguimiento también serviría para la posterior monitorización de la población y debería ser compatible con el que se venía realizando en la población de Teruel (Capítulo 8), para que los resultados fueran comparables. Además, se intentaba ver la efectividad de la reintroducción escalonada y, finalmente, el efecto del riego en los ejemplares.

Concretamente, se estimaron los parámetros vitales de las plantas reintroducidas y se compararon entre las dos nuevas poblaciones (Ateca y Calatayud). Se siguieron plantas individuales, o al conjunto de ellas en cada parcela, anotando si se encontraban vivas, muertas o decaídas, estimando sus tamaños, reflejando su estado reproductor y, en caso de haber florecido, estimando la producción de flores y frutos. Se ofrecen algunos detalles más adelante.

Para terminar esta planificación, se previó modificar el ámbito de aplicación del Plan de recuperación para incluir las zonas donde se realizaría la reintroducción, lo que les brindaría una protección específica.

Ejecución de la reintroducción

Las labores de reintroducción se iniciaron en el mes de febrero del año 2007. En cada una de las dos nuevas poblaciones, Ateca y Calatayud, se utilizaron plantas de vivero y plantas traslocadas de las poblaciones de Teruel (Tabla 11.1). Asimismo, se estableció una zona de siembra en cada población (Figura 11.4).

Año	Semillas		Plantas Vivero de Ejea		Plantas Vivero de Santa Eulalia		Plantas traslocadas	
	Ateca	Calatayud	Ateca	Calatayud	Ateca	Calatayud	Ateca	Calatayud
2007	1.000	1.000	250	250	10	10	20	20
2008	-	-	250	250	-	-	-	-
2009	-	-	~700	~400	-	-	-	-

Tabla 11.1. Tipo de material empleado en las reintroducciones de 2007, 2008 y 2009.

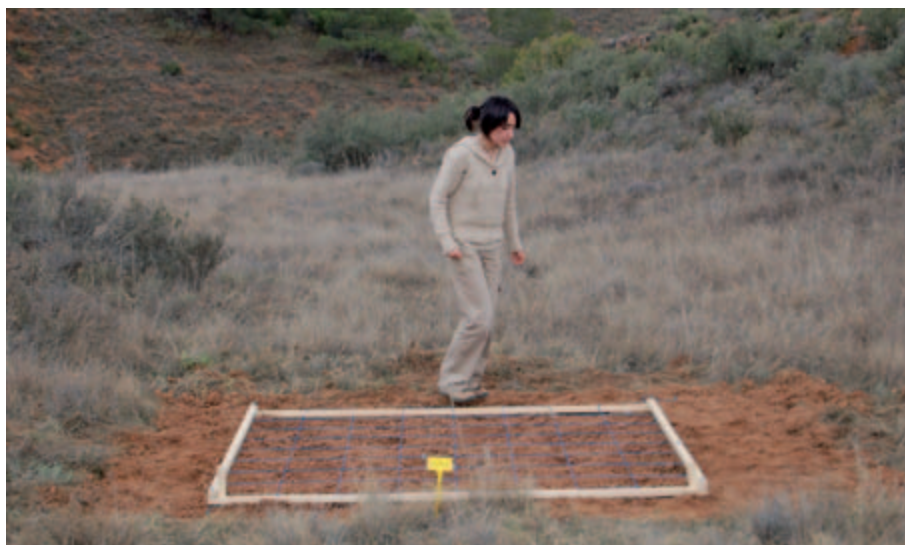


Figura 11.4. Parcela de siembra, Ateca 2007 (Foto: Guillén Sanz).

En cada una de las 10 parcelas se procedió al marcaje de los hoyos, al tiempo que para reproducir la densidad natural se procuró mantener una distancia de plantación de aproximadamente 1,7 m y una distribución aleatoria. Tras dicho marcaje, se procedió a su apertura por medios manuales, azadas, y, en alguna ocasión, con el uso de ahoyadora (Figura 11.5).

Los ejemplares “aviverados” venían en bandejas forestales con alvéolos de 210 cc, por lo que los hoyos que se efectuaron tenían un mínimo de 40 x 40 x 40 cm. Tras la plantación, se realizó un alcorque que les asegurara un mínimo de retención de agua.

Además de este material, también se traslocaron ejemplares adultos procedentes de la población más numerosa (Villel), seleccionando aquellos que corrían riesgo de ser eliminados en un corto plazo por encontrarse en zonas potencialmente alterables por procesos naturales o artificiales. Los cepellones se recubrieron de arpillera para evitar su desecación y se metieron en bolsas de plástico para el transporte hasta Calatayud. El hoyo de plantación tuvo un tamaño de dos a tres veces el diámetro del cepellón

en la superficie, de manera que permitiese el crecimiento de las nuevas raíces y evitase restricciones por compactación del suelo. Se realizó un alcorque que les asegurara un mínimo de retención de agua. Para el marcaje de cada uno de los ejemplares se utilizaron etiquetas o tablillas identificativas. Asimismo, se marcaron las parcelas con otras tablillas mayores.



Figura 11.5. Realización de los hoyos con una ahoyadora mecánica, Ateca febrero 2007 (Foto: Guillén Sanz).

Complementariamente, en la siembras se utilizó semilla de las dos poblaciones de Teruel (Vilhel y Villalba Baja). Tras delimitar las áreas en cada población, se colocaron con la ayuda de un bastidor, de 2 x 2 m, provisto de cuerdas formando una retícula de 64 cuadrados, de 25 x 25 cm. De estos 64 se eligieron al azar 10 en los que se depositaron 100 semillas en cada uno, es decir, un total de 1.000 semillas en cada nueva población.

Este año 2007, se realizaron dos riegos además del efectuado con la plantación. Se utilizó una cuba de 7.500 litros por parcela, distribuyéndolos a todas las plantas por igual. Los riegos en las siembras se realizaron en forma de lluvia y más o menos la misma cantidad de agua que en las plantadas, unos diez litros por planta y vez, es decir, un aporte extra de 30 litros. Los riegos se realizaron inmediatamente después de la plantación realizada el 23 de febrero, y los días 15 de julio y 3 de septiembre.

El mismo planteamiento se llevó a cabo al año siguiente. La reintroducción tuvo lugar el 20 de marzo de 2008, con el material especificado en la Tabla 11.1. Estos individuos recibieron el riego de plantación (7.500 litros por población), pero no los hubo de apoyo durante el verano. Igual que durante

2007, los individuos se distribuyeron en 10 parcelas de 25 ejemplares cada una, pero no se etiquetaron los ejemplares de forma individual.

Sin embargo, durante 2009 cambiaron algunos detalles. La plantación se realizó la semana del 16 al 20 de febrero y se introdujo un mayor número de ejemplares (Tabla 11.1), todos ellos plantas de un año procedente del vivero de Ejea. Durante este año la disponibilidad hídrica del suelo hizo innecesario el riego de plantación. A pesar de que el verano fue bastante seco, previamente se había acordado no suministrar más riegos a ninguna planta reintroducida.

Para el seguimiento de esta plantación, se seleccionaron dos parcelas por cada población donde se marcaron 47 individuos en Ateca y 45 en Calatayud. De este modo, las parcelas seleccionadas representan el 8,36% de todos los individuos plantados durante 2009.

Con el análisis preliminar del seguimiento, no se ha previsto introducir más material ni realizar riegos de apoyo desde 2010. De todas formas, se mantiene el seguimiento para evaluar su evolución a medio y largo plazo y, en caso de que, tras una valoración se considere oportuno, arbitrar medidas para corregir eventuales problemas.

Resultados

A finales del 2007 (Sanz, 2007), la fase de aclimatación temprana, definida como la que registra una mortalidad anómala producida por la propia actividad de la reintroducción, fue superada con éxito por las plantas de ese año, incluso las tasas de mortalidad fueron mucho más bajas que las registradas en las poblaciones naturales. Los crecimientos medios fueron positivos y su patrón fue muy parecido al natural. Y, aunque la productividad media fue pequeña, resultó positiva la floración del 15,4% de los ejemplares en una población reintroducida a la que se supone una edad media de dos años. En las poblaciones naturales las primeras floraciones son mucho más tardías.

Si la fase de aclimatación temprana se había superado con éxito en ambas poblaciones, hubo diferencias entre ellas durante este primer año de seguimiento: Calatayud registró unos valores demográficos, en términos de supervivencia, crecimiento y productividad, superiores a los de la población de Ateca.

Durante el año 2008 (Domínguez y Moreno, 2008) se continuó el seguimiento. A lo largo de este año se perdieron ejemplares de forma accidental y localizada en una sola parcela de Calatayud. Con todo, las tasas de mortalidad registradas se mantuvieron muy bajas y similares entre las dos poblaciones y con las de las reintroducciones del año 2007. Los pará-

metros vitales registrados en el 2008 indicaban un cierto acercamiento de los comportamientos demográficos en las dos poblaciones.

Para conocer el estado general de la reintroducción se ofrecen los resultados obtenidos en el seguimiento de 2009, para mayor detalle puede consultarse Domínguez (2009).

Mortalidad

Hasta el 9 de noviembre 2009 se mantenían vivos 954 ejemplares sobre un total de 1.141 marcados inicialmente, 484 corresponden a la plantación de 2007, 396 a la de 2008 y, el resto, 74, a la de 2009 (Tabla 11.2).

Reintroducción	ATECA				CALATAYUD			
	Vivos	Muertos	Decaídos	Mortalidad acumulada*	Vivos	Muertos	Decaídos	Mortalidad acumulada*
2007	237	35	9	0,12	247	32	16	0,11
2008	172	44	34	0,18	224	12	14	0,05
2009	39	0	8	0	35	2	8	0,02

Tabla 11.2. Estado de los ejemplares en cada población y reintroducción en la fecha del último muestreo (9 de noviembre de 2009). * No incluye ejemplares decaídos.

No hay que olvidar que sólo se estudia una muestra de la reintroducción de 2009. Con estas cifras globales la tasa de mortalidad acumulada es de 0,16. Es necesario apuntar que esta proporción y el resto de las tasas calculadas no incluyen los ejemplares decaídos en el cómputo. Se definen como decaídas aquellas plantas que muestran una defoliación acusada y no presentan en el momento de la prospección indicios de brotes activos, pero aún mantienen cierta elasticidad en los tallos.

Si atendemos al análisis de la mortalidad por fases de reintroducción, podemos decir que para la mortalidad acumulada de la reintroducción de 2007 (Figura 11.6 A), los muestreos de 2009 siguen, como es normal, registrando aumentos. Con todo, la tasa de mortalidad acumulada considerando las dos poblaciones se sitúa en el 0,12, una cifra que sigue siendo muy baja. En términos absolutos, de la plantación de 2007 han muerto 35 ejemplares en Ateca y 32 en Calatayud.

Las tasas anuales de mortalidad relativas al año 2009 para los individuos correspondientes a la reintroducción de 2007 son 0,02 para Ateca y 0,03 para Calatayud, en términos absolutos la población de Ateca registró 6 pérdidas y Calatayud 9 a lo largo de ese año. La tasa de mortalidad anual total, considerando las dos poblaciones, ha sido de 0,03. Estas tasas de mortalidad contrastan con las registradas el año anterior, 0,09 para Ateca y 0,07 para Calatayud (26 y 18 individuos respectivamente), la conjunta fue 0,08. La mortalidad acumulada a finales de este año no difería significativamente entre las dos poblaciones ($p = 0,696$; prueba exacta de Fisher).

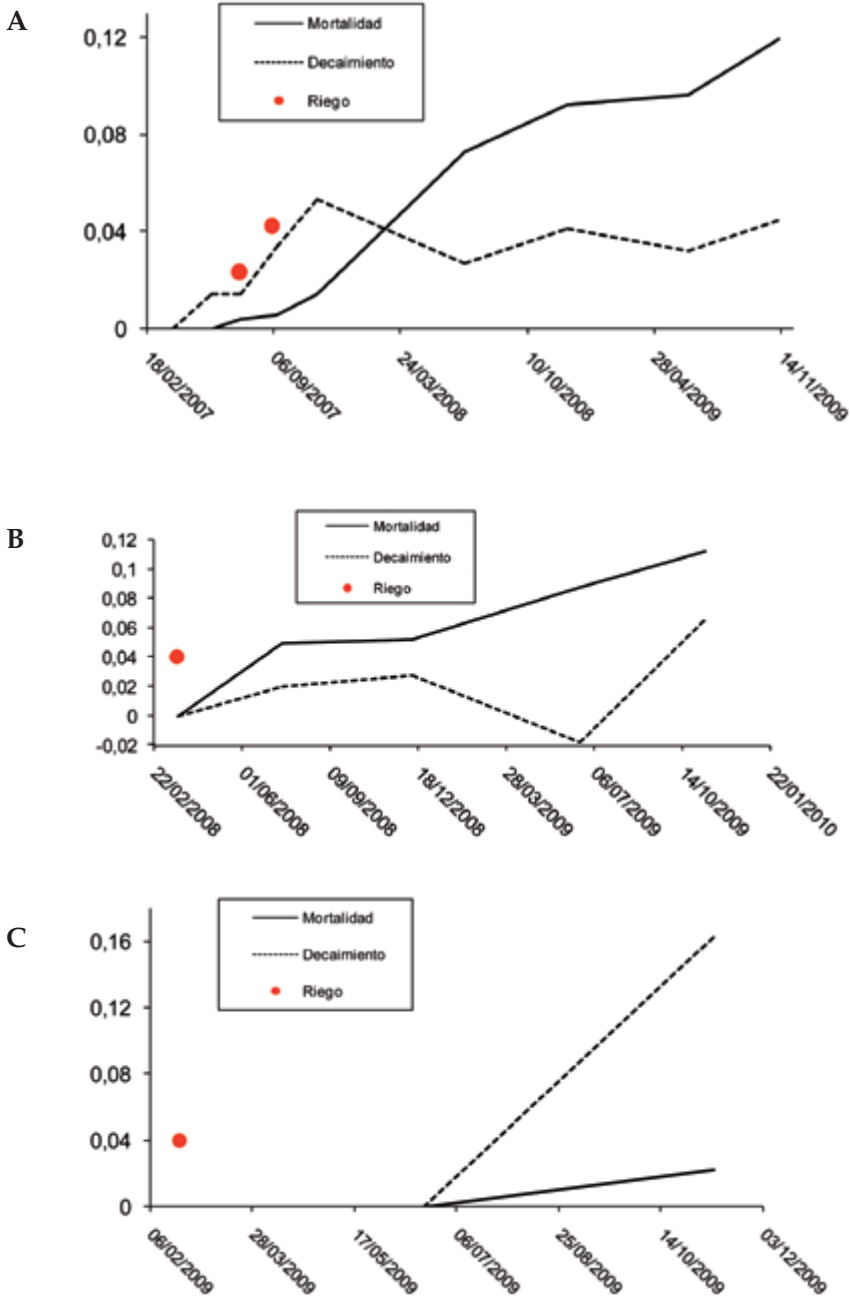


Figura 11.6. Tasas de mortalidad acumulada y decaimiento anual para las dos poblaciones, Ateca y Calatayud en conjunto, de la reintroducción de 2007 (A), de la reintroducción de 2008 (B) y de la reintroducción de 2009 (C). Los puntos rojos señalan la fecha de los riegos.

Sobre la mortalidad acumulada de la reintroducción de 2008, sumando las dos poblaciones se sitúa en 0,11; de nuevo se trata de un valor bajo (Figura 11.6 B). Por poblaciones, la mortalidad acumulada en Calatayud para esta reintroducción es de 0,05 y para Ateca de 0,18 (12 y 44 individuos desaparecidos respectivamente hasta la fecha del último muestreo).

Las mortalidades anuales de 2009 para los individuos de esta cohorte (2008), son 0,04 para Calatayud y 0,09 para Ateca (10 y 20 individuos, respectivamente). El año 2008 Ateca sufrió la pérdida de 24 ejemplares y Calatayud solo dos (las tasas totales, considerando las dos poblaciones son de 0,06 para 2009 y de 0,05 para 2008). En esta reintroducción, la mortalidad acumulada a finales de este año sí es significativamente distinta en las dos poblaciones ($p < 0,0001$; prueba exacta de Fisher), siendo más alta en Ateca. Estas diferencias de mortalidad anual se han mantenido durante 2009 cuando Ateca registró mayor mortalidad ($p = 0,037$; prueba exacta de Fisher), 20 individuos frente a 10 de Calatayud.

La tasa de mortalidad acumulada de la reintroducción de 2009 se sitúa en 0,02 (Figura 11.6 C). Ateca no sufrió ninguna pérdida y Calatayud, dos. Tampoco parecen existir diferencias entre las mortalidades de las dos poblaciones ($p = 0,4946$; prueba exacta de Fisher).

La Tabla 11.3 muestra los datos de las mortalidades durante el primer y segundo año en las diferentes reintroducciones.

Año de reintroducción	2007	2008	2009
Mortalidad 1 ^{er} año	8	26	2
Supervivientes al 1 ^{er} año	554	474	90
Decaídos 1 ^{er} año	30	24	15
Mortalidad acumulada al 2 ^o año	52	56	-
Supervivientes al 2 ^o año	471	391	-
Supervivientes antes del 2 ^o año	523	447	-
Decaídos 2 ^o año	23	48	-

Tabla 11.3. Número y estado de los individuos para las tres reintroducciones durante el primer y segundo año de plantación.

Así pues, existirían diferencias significativas en la mortalidad entre años (prueba de independencia, usando la corrección de Yates para frecuencias pequeñas. $\chi^2 = 12,782$, grados de libertad $-gl- = 2$, $p < 0,01$). Para interpretar esta diferencia hay que considerar la pérdida fortuita de 10 ejemplares en una parcela de Ateca durante año 2008.

La mortalidad acumulada para el segundo año para la reintroducciones de 2007 y 2008 (Tabla 11.3) no registra diferencias significativas ($\chi^2 = 0,7136$, $gl = 1$, $p = 0,3982$). En la interpretación de este resultado debemos tener en cuenta que el segundo año de la reintroducción de 2007, ocurrió la mortalidad más elevada.

Productividad

La productividad se ha calculado como la suma de flores y frutos contados en la visita de verano, aunque sea una variable que sobrestime los valores reales. Entre las plantas de la reintroducción de 2007 se han incluido los ejemplares traslocados, puesto que tras dos años consecutivos no se encontraron diferencias en los tamaños medios entre este grupo y los plantados.

La media de flores de la reintroducción de 2007 en 2009 para los ejemplares productivos ha sido de $95,4 \pm 191,9$, y la de frutos de $42,4 \pm 71,0$. Sin embargo existen diferencias significativas entre poblaciones en la producción media, siendo mayor en Ateca (175,4) que en Calatayud, 40,2 ($F = 34,6239$, $p < 0,0001$). No solo el individuo medio en Ateca fue más productivo, sino que hubo mayor número de ejemplares productivos en dicha población (Tabla 11.4).

Población	NFL	Flores totales	Nº ejemplares en fruto	Nº de frutos totales	S	Media flores/ind.	P
Ateca	121	13.130	108	5.811	18.941	156,54	175,38
Calatayud	50	1.329	48	601	1.930	38,6	40,21

Tabla 11.4. Resumen de los valores de productividad en el año 2009 para la reintroducción de 2007. NFL: Número de ejemplares en flor, P: Producción media (flores + frutos) por individuo, S: suma total flores más frutos.

El año 2009 ha registrado las primeras reproducciones de las plantas reintroducidas en 2008, aunque lógicamente son pequeñas y afectan a un reducido número de ejemplares. La media de flores este año para los ejemplares productivos ha sido de 16,2 y la de frutos de 22,9. No existen diferencias significativas entre poblaciones en las producciones totales ($F = 1,1453$; $p = 0,292$), pero hay que precisar que hubo más ejemplares productivos en Calatayud (más del triple) que en Ateca (Tabla 11.5).

Población	NFL	P	Error estándar
Ateca	8	17,5	14,39
Calatayud	29	34,9	7,56

Tabla 11.5. Resumen de los valores de productividad en el año 2009 para la reintroducción de 2008. NFL: Número de ejemplares en flor, P: Producción media (flores + frutos/individuo).

Estos valores de productividad son mucho más pequeños que los registrados el año 2008 para la reintroducción de 2007, es decir para el segundo año de introducción de dicha plantación.

Plántulas

Por lo que respecta al comportamiento de las plántulas provenientes de las siembras del 2007, la mortalidad ha ido incrementándose en ambas poblaciones, pero muy lentamente. Las pérdidas de ejemplares han sido muy pequeñas, aunque mayores en Calatayud, sobre todo durante 2009 (Figura 11.7). Para la última fecha de muestreo (9 de noviembre de 2009) la supervivencia es del $2,7\% \pm 1,78$ en Ateca y del $11\% \pm 1,7$ en Calatayud.

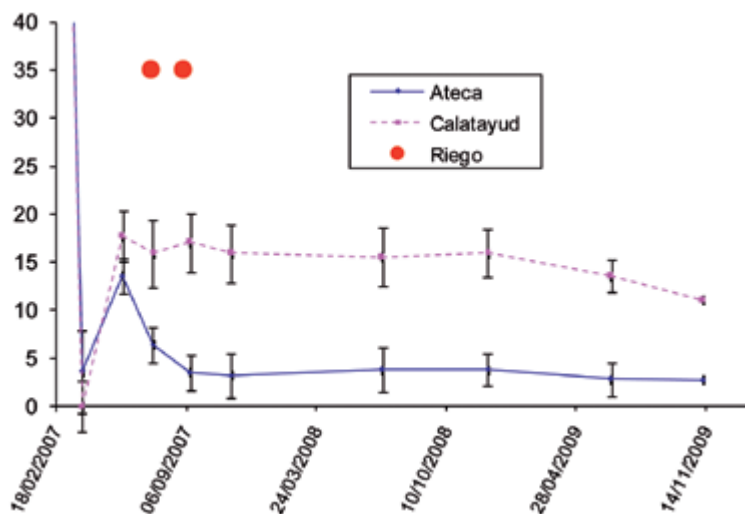


Figura 11.7. Evolución del número medio de ejemplares vivos por cuadrícula (\pm desviaciones estándar). Cada cuadrícula contenía 100 semillas en las siembras de febrero del año 2007, de modo que ese dato aparece cortado en el eje de ordenadas para mayor claridad.

En resumen, las tasas de mortalidad anual, conjuntas para las dos poblaciones, de la reintroducción de 2007 son 0,01; 0,08 y 0,03 durante los años 2007, 2008 y 2009; para la de 2008 son 0,05 y 0,06 durante el año 2008 y 2009 y para la de 2009 es de 0,02 durante su primer año. El año 2008 se perfila como un año con mortalidades mayores. En cualquier caso, el rango se sitúa entre 0-0,08, todos ellos valores bajos.

Comparando poblaciones, Ateca ha registrado tasas de mortalidad anual mayores durante 2008 en la reintroducción de 2007 y para los dos años de seguimiento de la de 2008 (Tabla 11.6).

La mortalidad acumulada hasta el segundo año no difiere entre las reintroducciones de 2007 y 2008 (0,09 y 0,11 respectivamente), tampoco hay diferencias entre las mortalidades acumuladas hasta 2009 (0,12 para la cohorte de 2007 —tres años— y 0,11 para la cohorte de 2008 —dos años—). Hasta 2009 solo hay diferencias en las tasas acumuladas de mortalidad entre poblaciones para la reintroducción de 2008: 0,18 en Ateca y 0,05 en Calatayud.

Reintroducción	Población	Año		
		2007	2008	2009
2007	Ateca	0,01(3)	0,09(26)	0,02 (6)
	Calatayud	0,02(5)	0,07(18)	0,03 (9)
2008	Ateca	-	0,09(24)	0,09 (20)
	Calatayud	-	0,008 (2)	0,04 (10)
2009	Ateca	-	-	0 (0)
	Calatayud	-	-	0,04 (2)

Tabla 11.6. Tasas de mortalidad anual (entre paréntesis el número de ejemplares muertos).

Cambiando de variable, aunque el ritmo de crecimiento durante su tercer año de la cohorte de 2007 parece haberse reducido, los crecimientos son considerables. Además, pese a diferencias iniciales, los crecimientos se han igualado entre individuos translocados y plantados, o entre Ateca y Calatayud.

Los datos de 2009 indican que las plantas de 2007 han sido reproductoras en mayor proporción en Ateca (121) que en Calatayud (50) y han producido más semillas y frutos (175,4 y 40,2 respectivamente). Sin embargo no hubo diferencias de productividad entre las plantas de las dos poblaciones de 2008, aunque el número de ejemplares productivos en Calatayud fue mayor (29 frente a 8). La primera producción de la cohorte de 2008 parece más pequeña, al menos en porcentaje de ejemplares reproductores, que la primera producción de la de 2007.

El comportamiento de la productividad es mucho más variable, lo cual también ocurre en las poblaciones naturales y es frecuente entre las plantas en general.

Hay dos datos más destacables, a pesar de que cuantitativamente todavía no sean muy importantes. En primer lugar, resalta el comportamiento de unas pocas plántulas procedentes de las siembras, que tras germinar el primer año han sobrevivido, crecido y florecido en un periodo sorprendentemente corto. También, el hecho de que hayan ocurrido emergencias de plántulas al pie de ejemplares reproductores (algunas desde el primer año de plantación). Ambos hechos resultan altamente esperanzadores para el futuro de esta reintroducción de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*, ya que indican que el ciclo vital de esta especie se puede completar en los medios y localidades seleccionados para esta acción de conservación. Actualmente, los trabajos de seguimiento de las poblaciones nos han permitido comprobar cómo la emergencia de nuevas plántulas se materializa llegándose a contabilizar durante 2010 un total de 191 plántulas entre las 14 plantas más productivas de la población de Ateca plantadas en 2007, de las que al menos tres de las plántulas tienen más de un año de edad presentando lignificación del tallo y un número elevado de hojas. En la población de Calatayud este

dato no es tan halagüeño, ya que durante 2010 no se localizó ninguna plántula en los ejemplares que más productividad presentaban.

Para terminar este epígrafe de resultados, pero en el plano administrativo, hay que señalar que se tiene previsto incluir dentro del ámbito de aplicación del Plan de recuperación un perímetro que proteja ambas poblaciones y sus medios, más una zona de amortiguamiento o tampón. Durante 2009 se realizaron las consultas y el trabajo cartográfico necesarios para tal propuesta. El proceso normativo, que el propio plan regula, que ha de ser por orden del Consejero competente en Medio Ambiente, probablemente lleve una tramitación más lenta.

Conclusiones

La valoración de esta reintroducción como acción de conservación que pretende mejorar el estado de conservación de *V. pseudocytisus* subsp. *pau*, hay que hacerla desde varios puntos de vista. En primer lugar, conviene evaluar el proceso realizado, después los resultados biológicos de la acción, para en último lugar confrontarla con los objetivos planteados, ver cuáles se han cumplido y cuáles no, y qué lecciones se pueden aprender para otros casos.

Para empezar, la decisión de realizar la reintroducción del crujiente en la comarca de Calatayud se basó en la experiencia previa acumulada con esta especie y en las directrices recogidas en el Plan de recuperación. Después, la ejecución del proyecto contó, primero, con un proceso abierto y participado por varios actores implicados (formando un grupo de trabajo y dando a conocer periódicamente los resultados), segundo, con la profesionalidad del personal que ha realizado muchas actuaciones, tercero, con el uso de los medios propios de la Administración implicada en la mayor proporción posible y, finalmente también, con la prudencia necesaria para no precipitar conclusiones parcialmente exitosas. Además, se realizó un seguimiento que ha permitido vigilar y corregir su desarrollo. Lógicamente, todo proceso puede ser mejorado, pero este planteamiento ofrece pautas para el éxito.

Pasando a las conclusiones relacionadas con el comportamiento biológico de la reintroducción y con los datos obtenidos hasta 2009, se puede decir que las poblaciones han superado la fase de adaptación temprana y parece que empiezan a comportarse de forma similar a las poblaciones naturales. Incluso, como ya se ha mencionado, con algunos ejemplares cerrando el ciclo vital de la especie.

Las plantas crecen y las mortalidades son bajas, menores que lo esperado en una reintroducción y comparables a las naturales. Sorprende la rapi-

dez con la que una proporción no desdeñable de la población ha empezado a florecer y fructificar. Lógicamente la producción de los ejemplares es variable, relacionándose positivamente con el tamaño de cada ejemplar. Por último, las plántulas aparecen (tanto de siembras artificiales, como fruto de la reproducción de los ejemplares plantados), sobreviven en proporciones que no son malas, crecen y, por el momento, en contados casos, florecen.

Y todo ello con cierta variabilidad en el tiempo y entre lugares, como era de esperar. No han funcionado igual las tres reintroducciones escalonadas. De momento, la de 2008 posee peores cifras: ha sufrido la mayor mortalidad de primer año, especialmente en Ateca, y su primera producción es muy pequeña. De todas maneras, eso no quiere decir que la primera fase de reintroducción, la fase de aclimatación temprana, no se haya cubierto con éxito también en este caso.

Aún procede ser prudentes, pues tres años no son demasiados para una planta que vive décadas. Pero el seguimiento indica que se va en la buena dirección y permitiría reaccionar en caso de detectar problemas. Además, sirve de punto de partida para un monitoreo del estado de conservación de la planta y para compararlo con las poblaciones naturales, ya estudiadas desde largo tiempo atrás (Capítulo 8).

Continuando con el manejo, los riegos veraniegos iniciales no parecen tener mucho peso, ni positivo ni negativo, en las tasas de mortalidad. Las pocas diferencias encontradas se explicarían mejor por las condiciones climáticas particulares de un año concreto que por el efecto riego.

En conjunto, se puede concluir que los siguientes han sido puntos positivos de esta reintroducción: se ha recogido mucho trabajo previo sobre el hábitat, la biología y el cultivo de la planta; se ha planeado la actuación detalladamente y en coordinación con los actores implicados; se ha utilizado un material vegetal de muy buena calidad; ha habido una importante dedicación de personal muy capacitado en el proceso y se ha realizado desde el principio un seguimiento en coordinación con el resto de las poblaciones. También hay que señalar que buena parte de los trabajos (elección de las zonas, producción de planta, plantaciones y siembras, y parte del seguimiento), se han realizado con medios y personal propios del Gobierno de Aragón, lo que ha permitido abaratar los costes de la actuación y dotar de experiencia y formación a equipos locales.

Los elementos que hay que valorar negativamente serían: la lentitud para dar una protección legal a la zona, la dificultad para disponer de algunos medios (humanos y técnicos) con los pequeños presupuestos manejados, y la dependencia de las condiciones ambientales en varias fases de la implantación de los ejemplares, aunque el tiempo meteorológico ha ayudado en varios momentos claves, especialmente la ocurrencia de varios episodios de lluvia.

Cuatro años después de su comienzo, y a la espera de que el comportamiento que apuntan los ejemplares reintroducidos se confirme a largo plazo, la valoración general de esta acción es muy positiva: existen dos nuevas poblaciones del crujiente que empiezan a funcionar de una manera similar a las originales y de forma autónoma. Es decir, se ha aumentado el área de distribución ocupada por este taxon y, en caso de que alguna población sea afectada por una catástrofe, hay más oportunidades para que en la naturaleza se mantengan ejemplares para seguir formando parte de nuestros ecosistemas.

Para terminar, creemos que el planteamiento realizado permite aprender sobre cómo realizar una reintroducción para organismos de este tipo y pone en evidencia que, bien ejecutada, y con algo de fortuna con las variables que no se pueden controlar, como la meteorología, la utilidad de las reintroducciones para la conservación de especies de flora amenazada.

Agradecimientos

Como ya se ha indicado, en este proyecto de reintroducción han trabajado muchas personas. Si ha salido adelante ha sido, en mayor medida, gracias a ellos. Gracias especialmente a: Fernando Beltrán (APN-GA), Álvaro Biesa (APN-GA), Jesús Cerdán (APN-GA), Jesús Cosculluela (APN-GA), Felipe Domínguez (UCM), Nacho Gómez (SODEMASA), Alejandro González (JBM, CSIC), José Manuel González Cano (GA), Daniel Goñi (LARRE Consultores S.C.), Joaquín Guerrero (GA), María Jarne (SODEMASA), Juan Carlos Moreno (UAM), Nora Pérez (UB), Sandra Prol (UCM), Alberto Portero (APN-GA) y Mariló Val (APN-GA). Además, hay que señalar la colaboración del equipo de incendios del Servicio Provincial de Medio Ambiente de Zaragoza y de la cuadrilla comarcal de trabajos forestales de la Comarca Comunidad de Calatayud.

Referencias

- Bacchetta, G., Bueno Sánchez, A., Fenu, G., Jiménez-Alfaro, B., Mattana, E., Piotto, B., Virevaire, M., eds. (2008). *Conservación ex situ de plantas silvestres*. Principado de Asturias – La Caixa. 378 pp.
- Domínguez, F., Moreno, J.C. (2008). *Acciones del Plan de recuperación de Vella pseudocytisus en el año 2008*. N° TB82190. Informe inédito para la Diputación General de Aragón, Madrid.
- Domínguez, F., coord. (2009). *Seguimiento del crujiente (Vella pseudocytisus subsp. pau) durante 2009*. RB-92.114. Informe inédito para la Diputación General de Aragón, Madrid.
- Goñi D., coord. (2005). *Asistencia técnica para la ejecución de las medidas de conservación de los planes de recuperación de flora amenazada en Aragón y para la redacción de nuevos planes de acción*. Informe inédito para la Diputación General de Aragón, Jaca.
- Sáinz Ollero, H., Franco Múgica, F., Arias Torcal, J. (1996). *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Serie Conservación 1. Consejo para la Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.
- Sanz, G., Gómez, I. (2006). *Gestión de la flora amenazada en Aragón 2006*. R-61.838. Informe inédito para la Diputación General de Aragón, Zaragoza.
- Sanz, G., coord. (2007) *Gestión de Flora Amenazada en Aragón durante 2007. Acciones del Plan de Recuperación de Vella pseudocytisus subsp. pau* Gómez Campo. *Seguimiento de su reintroducción en Calatayud*. Informe inédito para la Diputación General de Aragón, Zaragoza.
- SEO/BirdLife (2008). *Documento de posición sobre la cría en cautividad y la reintroducción de especies amenazadas*. Informe de SEO/BirdLife. http://www.seo.org/media/docs/Posicion_conservacion_exsitu.pdf
- Soorae, P.S., ed. (2008). *Global re-introduction perspectives: re-introduction case-studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi.
- UICN (1998). *Guías para reintroducciones de la UICN. Preparadas por el Grupo Especialista en Reintroducción de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN*. UICN, Gland y Cambridge.

CAPÍTULO 12. Síntesis y conclusiones

Felipe Domínguez Lozano
David Guzmán Otano
Juan Carlos Moreno Saiz

Resumen

En este capítulo se aborda una síntesis sobre la rareza, las propiedades biológicas y la conservación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*i. Primero se enmarca el fenómeno de la rareza dentro de los procesos de conservación, haciendo notar que el porcentaje de flora rara frente a la total es alto de forma natural, si bien puede verse incrementado por las acciones humanas. Este encuadre permite hablar de amenazas propias del estado natural de la planta y otras derivadas de la acción antrópica en su territorio.

Se hace un repaso de las propiedades biológicas más características y se denotan algunas como especialmente significativas: la longevidad y el tamaño, la resistencia al ramoneo y su capacidad de reproducción clonal (rebrotando de cepa o de yemas laterales en la raíz). En relación a estas propiedades biológicas se identifican posibles factores causales de la rareza en *Vella*, relativos a su Historia (origen de los sustratos yesosos), demografía (escasa capacidad para contrarrestar la fragmentación natural y artificial) y biogeografía (dependencia de la existencia de gradientes climáticos fuertes).

Se aprovecha la identificación de estos factores para ofrecer hipótesis y establecer interrogantes sobre el valor evolutivo de algunas de sus propiedades biológicas y el carácter antiguo o no de la planta.

Con este bagaje se repasa el estado de conservación actual, de sus amenazas y las medidas actuales de protección. Es importante precisar hasta donde se puede llegar o qué referente debe existir para evaluar las medidas de conservación presentes y futuras. Se relacionan tres objetivos concretos para establecer la rareza natural o referente. Finalmente, se mencionan algunas lagunas en la estrategia de conservación de esta planta y se detallan las posibles perspectivas futuras para su recuperación.

No obstante, se concluye que la única garantía de conservación a largo plazo de esta especie es la creación de vínculos permanentes entre la planta y los procesos productivos y valores humanos. Y además, se piensa que el ejemplo y experiencia con *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*i debería asimismo iluminar positivamente la gestión de la diversidad vegetal en nuestro país.

Abstract

In this chapter we take into account a synthetic approach about rarity, biological properties and conservation of *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. First, a framework about rarity and conservation processes is set up, noticing that rarity is a common phenomena in nature but it can be incremented by human activities. Thus, this framework allows us to talk about natural threats derived from the natural status of the plant, and on the other hand, about threats coming from anthropogenic actions in the territory.

We summarize several biological properties of the plant and we identified some of them as especially significant. Those are high longevity and size, resistance to sheep grazing and ability of clonal growth (both from basal crown and from accessory root buds). Then, we report some possible contributing factors to explain rarity: factors related to History (origin of gypsum substrata in Iberia), related to demographic dynamism (low demographic ability to counteract natural and artificial fragmentation) and finally factors related to Biogeography (dependence of strong climatic gradients). We offer some hypotheses and frame new questions about the evolutionary value of some of these biological properties and about the age of the plant.

Using this background, we review the current conservation status of the plant, its threats and conservation measures. It is important to set up clear guidelines about the natural conditions in the past and therefore assets the present and future conservation actions bearing this in mind. In this manner, we envisage three clear conservation objectives to reach natural condition. Finally, some present conservation gaps and possible future scenarios are detailed.

We conclude that the establishment of permanent links between the plant and human productive processes and values are the sole guarantee for long term conservation. In addition to that, we believe that experience and expertise gained with this case can shed new light on the management of plant diversity in Spain.

Procesos en la conservación de especies raras

De forma general, puede considerarse que el área ocupada por cualquier especie es el resultado de la actuación acumulada de una serie de procesos a lo largo del tiempo. Éstos pueden ser históricos, ambientales o producto de las interacciones con otros seres vivos, y hasta cabe invocar factores de naturaleza fortuita. Pueden mencionarse, por ejemplo, cambios geológicos y climáticos, regresiones marinas o la llegada de nuevos competidores y parásitos, entre otros muchos, como determinantes que van modificando no solo la extensión del área de distribución, sino su permanencia en el territorio o la migración a otro nuevo, la densidad con que los individuos se reparten por el espacio, etc.

Este preámbulo sirve para situar un contexto general, que nos dice que la mayor parte de las especies son, en alguna medida, raras (Preston, 1962;

Rapoport, 1975) y que, sin dejarse llevar por alarmismos, las estrategias de conservación deben asumir este patrón y, por ejemplo, no determinar de forma simplista medidas de protección al objeto de “salvaguardarlas” de los riesgos que las abocan a la extinción. Sin embargo, a los agentes que explican esa rareza, digamos que “natural”, pueden además superponerse nuevos condicionantes relacionados directa o indirectamente con el ser humano, que reducen y fragmentan el área de distribución de las especies, diezman sus efectivos y comprometen el potencial evolutivo de sus poblaciones. Las amenazas de origen antrópico operan con una velocidad que suele sobrepasar a la de la mayoría de los procesos naturales y, por ello, dejan sin respuestas adaptativas o migratorias a las estirpes incapaces de acomodarse, más aún si nuestra propia especie humana se constituye en competidor por los recursos de los que depende la planta o animal en cuestión.

La arnachilla o crujiente (*Vella pseudocytisus* subsp. *pau*) se encuentra en ese escenario de rareza “artificial” o sobreañadida, en la que a unos factores limitantes relacionados con su rareza natural (amenazas intrínsecas), se suman las agresiones que ha sufrido por prácticas agrícolas o ganaderas seculares, por la construcción de infraestructuras o por la degradación de su hábitat (amenazas extrínsecas).

El conocimiento detallado de las propiedades biológicas en una especie (lo que ha venido denominándose biología o historia natural de la misma y ahora se podría asimilar a la llamada ecología funcional) requiere el concurso de distintas disciplinas: genética, demografía, biología reproductiva, autoecología... Al menos en teoría, el conocimiento de tales propiedades biológicas nos permitirá identificar los factores limitantes de carácter intrínseco, desligarlos de las amenazas externas de origen humano, y aprovechar esos conocimientos con miras a aplicar un programa de biología de la conservación a las medidas de gestión que sea preciso adoptar. En pocas palabras, se trataría de devolver la situación a lo más parecido a la rareza “natural” del crujiente o, al menos, compatible con su supervivencia a largo plazo, para que a partir de ahí entre en valor el potencial evolutivo de la especie, su capacidad de adaptarse a un medio cambiante. Esta conversión se realiza mediante una serie de acciones o medidas de conservación.

De forma lógica, estas medidas de conservación desarrolladas en un programa o plan de recuperación, deben producir la eliminación o la rebaja de las amenazas extrínsecas detectadas. En muchos casos, la eliminación de dichos riesgos solo requiere medidas de conservación pasivas, es decir que no inciden directamente sobre los individuos o el área de la especie y que conocemos como marco legal, donde se regulan (o prohíben) las acciones antrópicas que generan las amenazas. Pero a menudo, existen conflictos de intereses entre esta conservación y otros valores de

la Sociedad; o se alega desconocimiento en la ejecución de diferentes proyectos o, lamentablemente, falta capacidad o voluntad técnica para arbitrar estas medidas pasivas que minimicen las afecciones a los individuos y sus medios. Así que, en más y más casos, bien porque se sobrepasan ciertos umbrales o bien porque en las anteriores situaciones la conservación de una especie queda en segundo plano, se hacen necesarias medidas activas de conservación, es decir, gestionar las poblaciones y sus espacios para contrarrestar el efecto de las amenazas. La primera opción es obviamente la más recomendada, y en una situación ideal su elección se producirá cuando el coste económico de las medidas activas supere el beneficio económico que causan las amenazas. No obstante, a nuestro parecer, en la mayor parte de las situaciones reales los procesos de conservación resultarán de una combinación poco calculada de medidas pasivas y activas.

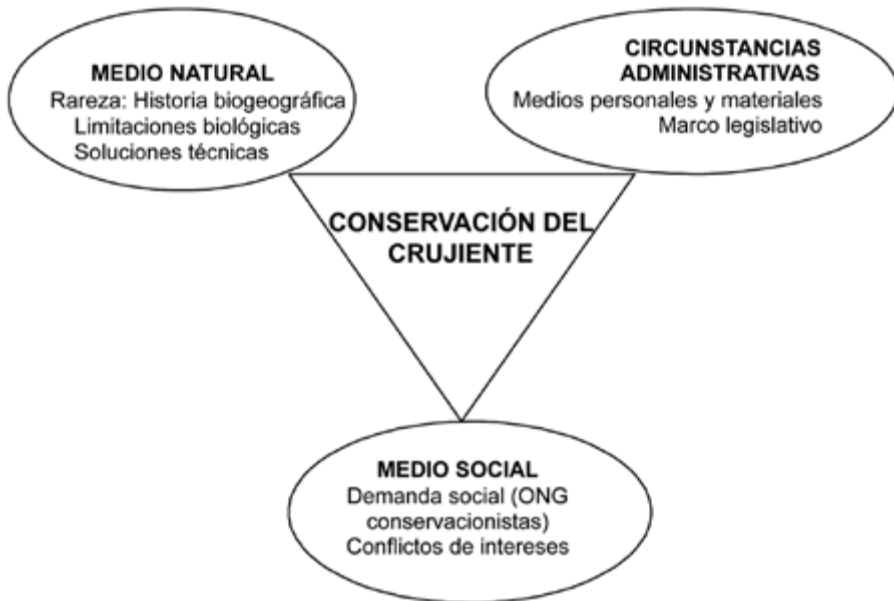


Figura 12.1. Las acciones de conservación emprendidas con el crujiente, como para cualquier especie, dependen de un complejo y cambiante equilibrio entre las soluciones técnicas, las circunstancias administrativas y el medio social de un momento dado.

A tenor de lo dicho, teniendo en cuenta las características de la planta y de su ambiente tal como han quedado descritas en los capítulos de este libro, puede evaluarse el estado del crujiente y establecerse un marco científico para la conservación efectiva de esta planta. Dicho esquema distingue entre rareza antrópica y natural, integra los conocimientos disponibles sobre la evolución pasada de la especie y su área de distribución, y tiene

en cuenta la experiencia gestora y de las herramientas conservacionistas presentes. Se pretende ofrecer puntos de vista para mejorar el estatus del crujiente, sin perder de vista las transformaciones paisajísticas llevadas a cabo en el área turolese, pero aspirando a que la planta pueda desenvolverse en mayor superficie, con más efectivos y con suficiente potencial como para evolucionar por sí misma en el territorio. Todo ello, teniendo en cuenta un complejo equilibrio entre soluciones técnicas, circunstancias administrativas y medio social (Figura 12.1).

Síntesis biológica

El estudio de las propiedades biológicas nos permite identificar los factores limitantes y establecer hipótesis acerca de la rareza natural de la especie. No son muchas las plantas raras o amenazadas en España que cuentan con una historia natural aceptablemente conocida (p.e. *Abies pinsapo*, *Borderea chouardii*, *Echium acanthocarpum*, *Naufraga balearica*, *Silene hi-facenis*...). Por eso, el nivel de conocimientos alcanzado con el crujiente representa una oportunidad única para testar estrategias de conservación, valorando la eficacia de las medidas de gestión, y puede servir como modelo en otros casos de plantas amenazadas.

La Tabla 12.1 ordena de forma sintética una parte de lo que sabemos hasta el momento sobre el crujiente. Se puede decir que en la actualidad existen importantes conocimientos sobre la filogenia, la genética o la demografía de esta planta. Otros aspectos, aunque iniciados, aún precisan de mayor profundización, cuales son, por ejemplo, la biología reproductiva o la dendrocronología, y desgraciadamente nada se sabe de otros extremos que resultarían muy útiles para la gestión de sus poblaciones. Quizás, entre los más estimulantes podrían citarse la ecofisiología (el comportamiento ante el estrés hídrico o las temperaturas de congelación, o a la presencia de pocos nutrientes y elevadas concentraciones de sulfato cálcico), la biología de la semilla (dormancia, dispersión y depredación) y de la raíz (crecimiento y función de reserva), al margen del papel que ejerzan diferentes patologías (micosis y plagas).

Sea como fuere, podemos destacar entre las más importantes propiedades biológicas conocidas su longevidad (que en atención a la filogenia sería excepcional ya que por el momento la longevidad se ha comprobado en muy pocos linajes en las Crucíferas). Su tamaño es también una propiedad sobresaliente (un nanofanerófito que llega a sobrepasar los 150 cm de altura en condiciones de ausencia de ramoneo). Longevidad y tamaño hacen que nos encontremos ante una planta con una elevada productividad de flores (y también de polen), y por consiguiente de frutos.

Biotipo	Nanofanerófito Sistema radicular muy desarrollado, engrosado en la base, raíz pivotante y con capacidad de rebrotar
Longevidad	Adultos que superan los 30 y llegan a alcanzar los 50 años El biovolumen no refleja fielmente la edad, sino que responde a la competencia, depredación, pendiente, etc.
Fenología	Floración temprana Malacofilia facultativa
Sustrato	Gipsófila facultativa
Fuego	Rebrotadora de cepa
Herbivoría	Bajo ramoneo que afecta a brotes del año y botones florales Depredación postdispersiva por hormigas Insectos fitófagos: <i>Galeruca angusta</i> , <i>Bactericera vellae</i>
Sistema reproductor	Xenógama autocompatible Elevada producción de polen Polinización generalista Reproducción clonal por brotes de raíz
Productividad	Especie policárpica Elevada producción de semillas por individuo Ratio fruto/flor elevado
Demografía	Banco de semillas transitorio Longevidad elevada Dispersión balista y posible mirmecocoria Elevada germinación Elevada emergencia de plántulas en años propicios Bajo reclutamiento anual
Genética	Altos niveles de diversidad genética Alta estructuración genética Escaso flujo génico interpoblacional

Tabla 12.1. Algunas propiedades biológicas del crujiente.

Desde el punto de vista de la conservación, es destacable su resistencia al ramoneo porque no es una especie muy palatable, y solo son consumidos los botones florales y los brotes del año. De modo que, si bien el crecimiento y productividad anuales se ven reducidos a cero con una presión ganadera elevada, la persistencia a largo plazo de esta especie es compatible con cierta presencia de rebaños de ovejas (quizás no tanto con los de cabras), como así ha venido siendo hasta la actualidad. Por añadidura, es también resistente a fenómenos climáticos estresantes: los periodos de sequía típicos mediterráneos, agudizados por el efecto de sombra de lluvias y de un sustrato con escasa retención hídrica, y las heladas tardías derivadas de la continentalidad.

Otra facultad interesante es su capacidad rebrotadora. La raíz tiene yemas laterales que perduran y permiten, por un lado, su rebrote de cepa, y por otro, la emisión de vástagos alejados de la cepa matriz (en algunos casos observados se han medido 8 m entre la planta matriz y el rebrote). Esta característica no es generalizable a todos los ambientes donde crece, de ahí que estudios genéticos hayan ofrecido resultados diferentes, siendo la mayoría de los ejemplares distintos genéticamente sobre distancias de sólo 50 cm (Pérez Collazos, 2005).

A escala local (< 1 km), los individuos se distribuyen en densidades elevadas, algunos censos han arrojado estas cifras: 0,89 ($\pm 0,38$) ind/m² para ambientes de talud y 0,23 ($\pm 0,14$) ind/m² para situaciones naturales (Domínguez, 2000) y de forma homogénea, si hay hábitats adecuados disponibles. La presencia de ejemplares adultos en esta malla es muy importante, porque son los cambios en éstos los que más influyen en la dinámica demográfica poblacional. El reclutamiento de ejemplares jóvenes es escaso y generalmente producido a cierta distancia de los adultos. A escala paisajística y regional (> 1 km), la distribución espacial de la planta es extraordinariamente fragmentada, ocupando tan sólo algunos parches (afloramientos gipsícolas), pero dejando muchos espacios vacíos en situaciones aparentemente óptimas dentro de un área de distribución muy reducida.

Rareza natural

No resulta exagerado decir que encontrar una explicación de la rareza natural de una especie, o en otras palabras, resolver el interrogante de por qué una planta es rara es tanto como dotar de una “llave maestra” al gestor dedicado a su conservación.

No obstante, ya hemos mencionado que la rareza natural, tal como la hemos interpretado aquí, no es un hecho extraordinario, siendo una cualidad muy frecuente en las áreas de distribución de todos los grupos biológicos, al menos en animales y plantas terrestres, donde una importante porción de su biota se caracteriza por poseer áreas de distribución reducidas. Pero ¿qué clase de rareza tiene nuestro arbusto? Atendiendo a la famosa clasificación de Rabinowitz (1981), el crujiente puede ser encuadrado como una especie rara respecto a dos de los tres factores que aquella botánica señalaba: área de distribución y especificidad de hábitat, no así por su frecuencia o abundancia. Efectivamente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* es una especie localmente abundante, pero con una alta especificidad de hábitat y con una distribución geográfica restringida.

Para explicar el origen de su rareza (en el sentido de Kunin y Gaston, 1993) debemos pensar que muchas de las propiedades biológicas mencio-

nadas no pueden interpretarse como la causa última de su rareza natural. A primera vista, muchas de éstas concuerdan con una estrategia de especie de área amplia y dominante en la comunidad vegetal (por ejemplo sus vectores de polinización son generalistas, efectivos sobre distribuciones homogéneas y predecibles de la planta productora).

La vinculación de la distribución de la arnachilla a unos espacios concretos, especialmente exigentes para la comunidad vegetal, puede estar en el origen de su rareza natural. Una ligazón supeditada además a la distribución no uniforme y escasa de estos afloramientos sulfatados a escala regional en la actualidad. De modo que la modificación de la distribución de este hábitat a lo largo de la Historia sería un factor limitante paleobiogeográfico, sin duda relevante para ayudarnos a comprender la situación de rareza natural.

Sin embargo, este factor limitante no puede ser el único responsable, ya que en la actualidad la planta no está presente en amplias zonas de la península que podrían ser idóneas y que otras plantas funcionalmente semejantes (el caso de otros matorrales gipsófilos) sí ocupan. Ni siquiera en el conjunto de su extensión de presencia (*sensu* UICN, 2001) ocupa todos los hábitats adecuados.

Aunque la explicación definitiva de la rareza de la especie se nos escapa, en su concurso pueden señalarse algunas cualidades de la planta, cualidades relacionadas con una pobre capacidad para contrarrestar la fragmentación. Una de ellas sería su sistema de dispersión, pues el sistema balista es muy efectivo para distancias pequeñas, pero limitante a la hora de alcanzar parches de hábitat desocupados. Es previsible su utilidad en un ambiente homogéneo y predecible, para evitar competencia intraespecífica, pero ineficaz frente a la fragmentación actual. La ausencia de un mecanismo eficaz a larga distancia no explica por sí solo su baja capacidad de colonización (tampoco parece tener un mecanismo efectivo por ejemplo *Ononis tridentata* L., una especie con un área mucho más amplia). En ese sentido, quizás sea necesario invocar a otra propiedad: escasa incorporación de nuevos individuos a las clases demográficas adultas, explicable por un reclutamiento esporádico y unas tasas de mortalidad elevadas en las clases más jóvenes. En ese caso el factor limitante sería entonces demográfico.

Finalmente, sería necesario mencionar un último factor limitante biogeográfico: sus poblaciones están localizadas en un espacio de gradientes climáticos muy bruscos, aunque no precisamente asociados a montañas sino relacionados con valles y fosas que por su disposición y conexión pueden romper el efecto de la continentalidad. Es probable que los gradientes ambientales asociados al área del crujiente no estén presentes o sean escasos en otros territorios de comunidades gipsícolas. De hecho, en todos y cada uno de los gradientes de xericidad actuales de Iberia existen

manifestaciones del género: subdesierto de Almería, Hoya de Baza, cuenca central del Tajo, ramblas de Alicante y valle del Ebro. Ante la ausencia de esta capacidad de escape o ruta de migración, la extinción regional sería un hecho en otros lugares.

Rareza filogenética, evolución e interrogantes no resueltos

El síndrome de la rareza está arraigado en el género, pero ¿es más alto o más bajo que en el resto de las plantas ibéricas?

Con los datos de Domínguez y Schwartz (2005), la ratio de rareza familiar es de 0,13 en la flora ibérica, que coincide con la ratio en la familia de las Crucíferas (que cuentan con 39 especies raras sobre un total de 309). Esta ratio es de 0,09 para la rareza en géneros de la Península, pero la ratio para el género *Vella* es de 0,67, de modo que el acúmulo de especies raras en el género es mucho mayor que la tendencia ibérica general.

Por tanto, podríamos hablar de otro componente de rareza característico de esta estirpe, la rareza filogenética, entendida como una alta concentración de especies raras en el linaje. Usualmente, dicha característica, unida a un bajo número de especies totales por linaje, ha dado pie a hablar de táxones relictos o ancestrales (Mace *et al.*, 2003).

¿Se trata de la arnachilla de una especie reciente o ancestral? Dejando a un lado la ausencia de claros límites en las definiciones, primero es necesario apuntar que el clima Mediterráneo es muy reciente (Suc, 1984) y que existen numerosas evidencias de que, al menos, una parte de la diversificación de los linajes mediterráneos con mayor número de especies parece derivarse de este hecho, lo que ha dado pie a algunos autores para hablar de fenómenos de radiación rápida (ver por ejemplo Richardson *et al.*, 2001). No obstante, en el árbol filogenético de los ambientes mediterráneos podrían de igual modo identificarse linajes putativamente más antiguos y, en la mayor parte de los casos, caracterizados por una pobre especiación. En estos linajes quedarían incluidos por ejemplo muchos, si no todos, los paleoendemismos ibéricos (Sainz Ollero y Moreno Saiz, 2002). El origen de muchos de los paleoendemismos, *sensu* Favarger y Contandriopoulos (1961), es anterior a la crisis messiniense y por tanto evolucionados en un ambiente distinto al actual mediterráneo.

Ya hemos visto que las hipótesis filogenéticas actuales sitúan los ancestros basales del género *Vella* en los ambientes terciarios. El cambio hacia las formas modernas vendría desencadenado por la aparición de rasgos mediterráneos en el clima y del fenómeno estepario con el desarrollo del modelo messiniense de especiación provocado por la desecación del Mediterráneo (6,5 millones de años).

Es probable que las condiciones pliocénicas, con un aumento de pluviosidad, y una trasgresión marina, favorecieran el inicio de una regresión de áreas de distribución y un creciente aislamiento, que provocarían un proceso de diferenciación en las poblaciones. Las oscilaciones climáticas cuaternarias posteriores puede que no alterasen en demasía esta situación, y la expansión del elemento estepario durante las fases glaciares no supuso un nuevo contacto de los grupos poblacionales ya separados en el género *Vella*.

En esta hipótesis hay, no obstante, otros elementos para el debate. Por un lado, el comportamiento ecológico de esos ancestros, en atención a dos posibles líneas de constitución del elemento estepario, una subtropical térmica (elemento xerotérmico) y otra continental mejor preparada para las bajas temperaturas. Es importante precisar qué componente caracterizaría a estos ancestros de la arnachilla, es decir si la migración messiniense fue de los ambientes térmicos basales a los montanos, o viceversa, si ancestros continentales radiaron hacia los valles climáticamente más benignos.

Otra cuestión no resuelta es la identificación del desencadenante de la leñosidad a partir de ancestros anuales. Una propuesta posible es la relación entre nanofaneritismo y valor reproductivo (contribución individual a la capacidad reproductiva del conjunto de la población) tal como se ha propuesto también en el caso del género *Echium* (Böhle *et al.*, 1996). La aparición del nanofaneritismo respondería a unos recursos escasos (suelos evaporíticos pobres) y a una estacionalidad creciente del periodo de crecimiento, en comparación con las especies ancestrales de ciclo corto y baja productividad (pocas semillas por fruto y pocos frutos por individuo). Así, un aumento de tamaño y longevidad provocaría un aumento del valor reproductivo, contrarrestando la baja productividad y mejorando la supervivencia. En esta explicación la leñosidad sería una consecuencia del aumento en el tamaño y la longevidad para ganar valor reproductivo.

Síntesis de conservación

El hábitat natural de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* son las comunidades de gipsófilos en barrancos y laderas erosionadas.

En el modelado de esta comunidad vegetal o matriz ambiental, hay que tener en cuenta que en la actualidad existe un mosaico de cerros y valles cultivados, salpicados de corrales y otras infraestructuras agro-ganaderas. La planta ocupa las partes bajas de los cerros, los taludes y espacios libres de cultivos en general. Además también se encuentra acantonada en taludes o barrancos con fuertes pendientes alejados de los usos tradicionales. El ganado queda incluido en esta matriz, ramoneando con intensidad muy heterogénea en los últimos tiempos (Figura 12.2). En época reciente el abandono de cultivos creando terrenos abiertos a la revegetación natural y la aparición de nuevas pistas permiten una colonización rápida de un

nuevo espacio (hábitat secundario), a nuestro juicio muy transitorio (Figura 12.3). Además, existen proyectos con muy diferentes posibilidades de concreción (nuevas vías de comunicación, canteras y otros) que podrían suponer pérdidas variables de individuos o hábitat de forma irreversible.



Figura 12.2. Paisaje pastoreado de cultivos mediterráneos tradicionales, cereal y almendros, salpicado de cerros y laderas con afloramientos de yeso. Ejemplares de *Vella pseudocytisus* subsp. *paii* en flor en primer término (Foto: Felipe Domínguez).



Figura 12.3. Ejemplares de *Vella pseudocytisus* subsp. *paii* creciendo al borde de la carretera Villel-Cascante del Río (Foto: Felipe Domínguez).

La estrategia de conservación del crujiente descansa en un Plan de recuperación (Anexo I) justificado por la inclusión de esta planta en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón desde 1995. El plan aprobado en 2003 incide en las medidas pasivas de conservación: refuerza el estado de conservación de los ejemplares y protege la zona donde crece, como ámbito de aplicación del plan, definido cartográficamente en el propio Decreto. Por el momento, ha evitado con éxito la transformación de los sistemas tradicionales de ganadería y agricultura y la creación de grandes infraestructuras. Pero, desde otro punto de vista, también propone medidas activas que se centran en la conservación *ex situ*, más la creación de nuevos núcleos o poblaciones allí donde se crea más adecuado. En este sentido, por ejemplo, se encaja la reintroducción que desde 2007 ha plantado más de 2.000 ejemplares en los alrededores de Calatayud. Por último, desarrolla un seguimiento de las poblaciones naturales y propone estudios y otros trabajos básicos.

Con este esquema y a estas alturas, puede considerarse extravagante la siguiente pregunta: ¿es este arbusto una planta amenazada? Se trata a nuestro parecer de una cuestión básica que debe preceder a cualquier posicionamiento conservacionista, evitando de esta manera la protección o sobreprotección de especies no necesariamente amenazadas pero sí dotadas de algún simbolismo (si bien en las plantas no hay numerosos casos de especies "simbólicas", uno de ellos podría ser el acebo, *Ilex aquifolium* L.).

Ya hemos señalado que la rareza natural es ya un elemento de amenaza real (amenaza intrínseca), que incluso está cuantificado en la clasificación de la UICN, con límites concretos en las áreas de distribución que marcan el grado y categoría de amenaza en atención al nivel de rareza observado. En concreto la superficie ocupada por las poblaciones naturales del crujiente es de 36 cuadrículas de 1 km².

Además de la rareza natural como factor de amenaza, para el caso del crujiente existe una tendencia negativa en el largo plazo, como lo demuestra la extinción local de la especie en zonas donde previamente había sido citada (Tramacastilla y Calatayud), y quizás también la más que probable separación artificial entre las actuales poblaciones de Villalba Baja y Villed, como consecuencia de la existencia de la ciudad de Teruel. Esto podría decirse que ha incrementado notable y artificialmente su rareza geográfica. Finalmente, existen las presiones de origen antrópico que han supuesto, y podrían volver a causar, pérdidas de ejemplares o hábitat. Las amenazas reales y potenciales están identificadas en el desarrollo de este libro y en otras publicaciones (Domínguez *et al.*, 2005 y referencias recogidas en el mismo). Se resumen en alteraciones de los usos tradicionales del suelo en la zona, por ejemplo la desaparición de los cultivos de secano, la parcelación, el aumento en la intensidad ganadera o su desaparición, y finalmente la creación de nuevas vías de comunicación o la remodelación de las existentes, que provocan desapariciones de

individuos o de hábitat disponible y que conllevan nuevas y más severas fragmentaciones poblacionales.

Para acabar, quizás convenga aclarar aquí el valor de la colonización de nuevos ambientes artificiales (ribazos, taludes y bordes de carreteras), habilidad que probablemente esté relacionada con la capacidad de crecimiento clonal (hábitat secundario; Figura 12.4). Resulta arriesgado ofrecer una explicación del valor biológico de la clonalidad, pero para el caso de este arbusto podría suponer un aumento de la supervivencia en los barrancos donde los desplomes y corrimientos de tierra son frecuentes. Por este motivo, esta nueva situación donde el crecimiento clonal es una ventaja para la colonización de medios alterados es útil sólo para incrementar el número de efectivos o su supervivencia de forma transitoria, pero ni le permite asegurar su viabilidad a largo plazo, ni le permite colonizaciones regionales de nuevos lugares. La gestión sobre esos hábitats secundarios puede ser útil en algún caso, pero la conservación debería centrarse en los medios seminaturales menos intervenidos y donde tiene más oportunidades de evolucionar en su comunidad.

Estrategias de conservación y alternativas futuras

¿Cuáles son las actuales lagunas en la conservación de esta planta? Las estrategias integrales de conservación deben ser dinámicas y cambiantes según el contexto compuesto por las soluciones técnicas, las circunstancias administrativas y el medio social sin olvidar nunca el contexto biológico o medio natural de la especie (Figura 12.1), lo que se ha definido como gestión adaptativa (por ejemplo Johnson, 1999).

Un ejemplo de este dinamismo haría referencia a la taxonomía, que es también, no cabe duda, un proceso dinámico. En nuestro caso, hay diversas propuestas o hipótesis taxonómicas que afectan a la delimitación del género (aunque aquí la entidad taxonómica del crujiente no se vería afectada) y también de las especies dentro del mismo. En una visión analítica podría hablarse de cuatro especies distintas en el complejo de *Vella pseudocytisus* y en una sintética de solo una. Sea como fuere, la distancia espacial que separa a lo que se llama subespecie *pau* del resto y que previene *de facto* el flujo génico con el resto de las subespecies, la sitúa en una posición finícola y relictiva, de especial relevancia de cara a su conservación.

Otro aspecto importante en una estrategia de conservación biológica es el desarrollo de un programa de seguimiento. La necesidad de estos seguimientos, bien asentada en el ámbito científico, se ha incorporado en los últimos tiempos a las normas legales que regulan la conservación de la naturaleza. Así pues se exigen sistemas de seguimiento e inventarios



Figura 12.4. Estado de la colonización en abril de 2010 de un bancal de cultivo tradicional abandonado en 2002, se observan matas de crujiente, *Santolina chamaecyparissus* y *Artemisia herba-alba*, entre otras (Foto: Felipe Domínguez).

laboriosos y costosos para los que, todavía, no hay demasiados recursos. El crujiente es una especie con una dinámica demográfica muy estable que descansa en los ejemplares adultos que viven durante periodos de tiempo considerables. Esas características complican el establecimiento de un programa de seguimiento clásico, diseñado como mecanismo para evaluar el estado de conservación y las medidas emprendidas. Ello se debe a que se requieren prolongados periodos de seguimiento sobre un gran número de ejemplares para registrar los cambios poblacionales. No obstante, cada vez se hará más imprescindible el uso de herramientas de seguimiento que no solo nos informen, sino que auditen las medidas de conservación pasadas, presentes y futuras. Si el seguimiento demográfico es poco representativo, muy costoso o poco efectivo, quizás puedan explorarse nuevas propuestas menos laboriosas y probablemente más informativas a corto plazo, por ejemplo registrando los cambios en el área de ocupación. La frecuencia con que se revise la extensión del área no debe ser necesariamente alta, de forma que debe buscarse un equilibrio entre esfuerzos y detalle, teniendo en cuenta también los plazos regulados normativamente. Así, por ejemplo, la información recogida cada tres o seis años podría ser suficiente para evaluar su estado de conservación general.

Dentro de este seguimiento a largo plazo, deben incluirse también las recientes restituciones de individuos en Calatayud. Nos encontramos ante una especie con un protocolo de reintroducción relativamente sencillo, donde parece fácil superar la fase de arraigo inicial. Debido a las bajas tasas de reclutamiento naturales, es presumible que la fase de establecimiento y la posterior adquisición de una dinámica poblacional natural sean más difíciles de alcanzar. Por tanto, una restauración total de las condiciones naturales puede que requiera medidas y vigilancia durante plazos que se extiendan a lo largo de décadas.

Por otro lado, no hay que olvidar la ya mencionada facilidad para colonizar hábitats secundarios y la posibilidad de romper el “molde” evolutivo natural también para las reintroducciones. En otras palabras, se deben mantener efectivos poblacionales reintroducidos procurando mantener un núcleo pequeño de una extensión acorde a las extensiones de las poblaciones naturales (1-5 km²). Sobre este espacio de reintroducción se propone un seguimiento temporal de al menos 10-15 años, para una evaluación de la viabilidad futura de la reintroducción.

Mucho más difícil resulta gestionar a más largo plazo, el necesario para hacer frente a las expectativas de cambios climáticos globales de origen antrópico, por ejemplo. Sin entrar en la importante cuestión de saber si su área de distribución se vería favorecida o no, cobran especial importancia la identificación de las vías migratorias o corredores ecológicos de las poblaciones actuales. En un principio, la cuenca del Jiloca podría haber representado un terreno apto para una distribución más amplia de la

planta. La presencia de enclaves de yesos a lo largo de dicho eje, y siguiendo un gradiente altitudinal impuesto por los vecinos Montes Universales (Sistema Ibérico) podría identificar futuros puntos de colonización frente a un escenario más cálido. Parte de estos paisajes sobre yesos tiene cierta protección pues son ya Lugares de Importancia Comunitaria en Aragón, pero convendría tener en cuenta una hipotética expansión de esta especie, bajo ese escenario de cambio climático, en los yesos de Tramacastilla o en los de Maluenda, ya muy cerca del río Jalón.

Finalmente debe hacerse una mención especial al reto de conservar una especie como ésta, extraordinariamente fragmentada y que ocurre en distintas comunidades, países e incluso continentes. Hay poblaciones exclusivas del territorio de Aragón, otras compartidas entre las CC.AA. de Madrid y Castilla-La Mancha y también en Andalucía, y las del borde meridional están en el norte de África (Marruecos y Argelia). Por el momento la coordinación ha sido inexistente. Todas las poblaciones están protegidas legalmente en las distintas CC.AA. Pero, a excepción de los planes de recuperación (con su ámbito de aplicación) aragonés y castellano-manchego, hoy por hoy, no hay ninguna protección del espacio donde crecen las demás poblaciones. Además, la especie no está incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, ni tampoco en ninguna legislación europea o relativa a los países mediterráneos.

Referentes y retorno a la rareza natural

Bien por la efectividad del proceso de conservación o bien por la disminución del impacto de los procesos antrópicos, el objetivo de una estrategia de conservación, según la terminología legal más reciente, debería ser alcanzar un “estado de conservación favorable” tal como mencionan por ejemplo la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres o la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. ¿Cómo se traduce esto? No es fácil. En este caso podría proponerse hasta que se de el retorno de las poblaciones a su “rareza natural”. Para el crujiente, como para muchos otros casos, después de siglos de intervención antrópica resulta muy difícil precisar cuál era el estado de tal rareza natural. Si no existe un referente preciso, ¿cómo se evalúa el éxito o fracaso de cualquier estrategia de conservación que se adopte? En la búsqueda de un referente para nuestro caso, parece lógico pensar primero en el mantenimiento de las actuales condiciones para la población de Villel, bien se considere una única población, o bien un núcleo compuesto por distintas poblaciones desde el punto de vista genético. En segundo lugar, se requeriría una gestión destinada a la expansión de la población de Villalba Baja para reforzar la conexión entre los actuales subnúcleos de esta

población, a nuestro juicio demasiado fragmentados y más sensibles. En este sentido, ya se está trabajando, como desarrollo del Plan de recuperación, en el establecimiento de núcleos de refuerzo poblacional⁵. En esta acción podrían tenerse en cuenta las superficies entre estos subnúcleos donde hay hábitats secundarios disponibles. Son áreas fácilmente colonizables, que podrían actuar a modo de *stepping stones* y favorecer un más rápido contacto. La conexión entre los dos núcleos, Villalba y Villed, es por el momento difícil. Las explotaciones de huertas tradicionales en el valle del Alfambra y en el Turia se han visto sustituidas rápidamente por cultivos madereros que no propician hábitat disponible para la planta (Figura 12.5). Finalmente, como parte de esa estrategia para mantener la rareza natural de la especie, se incluiría el objetivo de conservar sin asistencia la restitución bilbilitana.

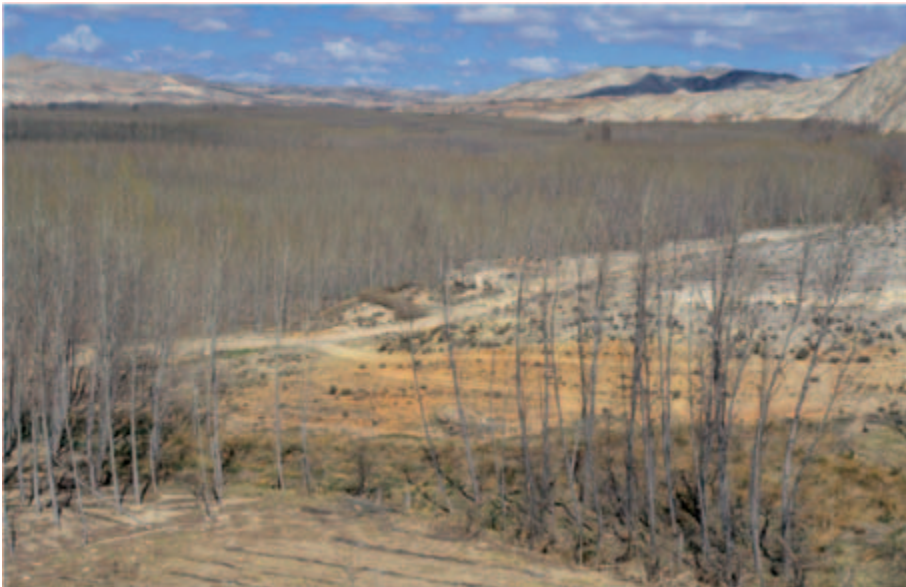


Figura 12.5. Aspecto de los cultivos de chopos en la primavera temprana del valle del Alfambra en las proximidades de la ciudad de Teruel (Foto: Felipe Domínguez).

Ante este panorama y para acercarse a estos tres objetivos generales, caben dos posibles escenarios futuros extremos:

5. José Manuel González Cano, Coordinador del Plan de recuperación, informa que, por el momento y desde 2004, se han realizado hasta 27 acciones de refuerzo, entre plantaciones y siembras, en el valle del Alfambra dentro del ámbito de aplicación del plan.

Escenario optimista

En este escenario el retorno al referente sería alcanzado por la disminución y eventual desaparición del impacto de los procesos antrópicos. Hoy por hoy, eso se traduciría en una disminución del impacto del ganado en unos cuantos lugares y el cese de la fragmentación debida a la construcción y ensanche de pistas de acceso, carreteras y futuras autovías, toda vez que se mantuviesen los actuales cultivos tradicionales o mejor aún, se abandonasen a favor del establecimiento de áreas protegidas y la regeneración de la vegetación natural. No obstante, a pesar de la desaparición de las amenazas extrínsecas, hemos de pensar que la rareza natural, y por tanto la existencia de constricciones intrínsecas, harían necesario un nivel de vigilancia permanente. Al hilo de lo mencionado más arriba, el diseño de este sistema de vigilancia no tendría porque ser intensivo; debería garantizar el mantenimiento del referente mediante el seguimiento de los tres objetivos: conexión de los núcleos de Villalba, reducción de aislamiento Villaba-Villel y finalmente mantenimiento de la población restituida en niveles de rareza.

Escenario pesimista

En el peor de los casos posibles, cabe pensar una situación donde se produjese la merma del área actual de la especie, la pérdida de ejemplares y hábitats, unida a un aumento de los procesos antrópicos y por tanto de las amenazas extrínsecas. Frente a esto se podría optar por:

1. Intervención puntual, intensiva y esporádica: por ejemplo, debida a una especial coyuntura de conservación que generase fondos externos, esto podría suceder gracias a mecanismos estatales como el Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad (creado en la citada Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad) o de la Unión Europea. Esta forma de actuar no debería ser recomendable porque, en última instancia, solo supondría un retraso en la extinción total de la especie.
2. Intervención continuada mediante la creación de una infraestructura local de conservación. En este caso se seguiría actuando *sine die*, manteniendo un estado de intervención permanente y artificial. Con medios, podría llegarse a una sofisticada gestión poblacional donde el reforzamiento artificial de individuos compensaría la pérdida ocasionada por las amenazas extrínsecas. Podríamos hablar de estrategia de acción-reacción que conllevaría a un parón evolutivo.

Somos conscientes de que la realidad probablemente no seguirá ninguno de los dos modelos. La conservación de esta planta, como la del resto de las especies amenazadas, está íntimamente ligada a los procesos económicos y a los cambios en los valores culturales de la Sociedad. Ambos han venido transformándose y seguirán haciéndolo en el futuro de una forma en gran medida difícil de predecir. Así las cosas, la única garantía de conservación a largo plazo de esta especie es la creación de vínculos permanentes entre la planta y los procesos productivos y valores humanos. El crujiente va camino de posicionarse como una “especie bandera” de la conservación aragonesa y española, y su viabilidad futura debería asimismo iluminar positivamente la gestión de la diversidad vegetal en nuestro país.

Bibliografía

- Böhle, U., Hilfer, H.H., Martin, W.F. (1996). Island colonization and evolution of the insular woody habit in *Echium* L. (Boraginaceae). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, USA 93: 11740-11745.
- Domínguez, F. (2000). *Herramientas para la conservación de la flora ibérica: Aproximación histórica, el caso de Vella pseudocytisus subsp. pau y estudio de los patrones de rareza y amenaza*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Domínguez, F., Moreno Saiz, J.C., Sainz Ollero, H. (2005). Biological properties of the endemic and threatened shrub in Iberia *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* Gómez Campo (Cruciferae) and implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 13(1): 17-30.
- Domínguez, F., Schwartz, M.W. (2005). Comparative taxonomic structure of the floras of two mediterranean-climate regions: Iberia and California. *Diversity and Distributions* 11: 399-408.
- Favarger, C., Contandriopoulos, J. (1961). Essai sur l'endémisme. *Bulletin de la Société Botanique Suisse* 71: 384-408.
- Mace, G.M., Gittleman, J.L., Purvis, A. (2003). Preserving the Tree of Life. *Science* 300: 1707-1709
- Johnson, B.L. (1999) The role of adaptive management as an operational approach for resource management agencies. *Conservation Ecology* 3(2):1.
- Kunin, W.E., Gaston, K.J. (1993). The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Trends in Ecology and Evolution* 8(8): 29-301.
- Pérez Collazos, E. (2005). *Genética poblacional, filogeografía y conservación de cinco plantas esteparias raras y amenazadas en la Península Ibérica: Puccinellia pungens (Poaceae), Krascheninnikovia ceratoides (Chenopodiaceae), Ferula loscosii (Apiaceae), Boleum asperum (Brassicaceae) y Vella pseudocytisus (Brassicaceae)*. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza.
- Preston, F.W. (1962). Canonical Distribution of Commonness and Rarity. 1. *Ecology* 43(2): 185-201.
- Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. En: Syngé, H., (ed.), *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*: 207-217. Wisley & Sons, London.
- Rapoport, E.H. (1975). *Areografía: estrategias geográficas de las especies*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Richardson, J.E., Weitz, F.M., Fay, M.F., Cronk, Q.C.B., Linder, H.P., Reeves, G., Chase, M.W. (2001). Rapid and recent origin of species richness in the Cape flora of South Africa. *Nature* 412(6843): 181-183.
- Sainz Ollero, H., Moreno Saiz J.C. (2002). Flora vascular endémica española. En Pineda, F.D., de Miguel J. M., Casado M.A., Montalvo J. (eds.) *La Diversidad Biológica de España*: 175-195. Prentice Hall, Madrid
- Suc, J.P. (1984). Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* 307: 429-432.
- UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland y Cambridge.

Anexos

Anexo I. Texto íntegro del decreto por el que se aprueba el Plan de recuperación del crujiente

DECRETO 92/2003, de 29 de abril, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el crujiente, *Vella pseudocytisus* L. subsp. *pauí* Gómez Campo, y se aprueba el Plan de recuperación.

El Estatuto de Autonomía de Aragón atribuye a la Comunidad Autónoma, en su artículo 37.3, la competencia de desarrollo legislativo y de ejecución de la legislación básica del Estado en materia de protección del medio ambiente, normas adicionales de protección del medio ambiente y del paisaje.

Por su parte, la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, normativa básica estatal modificada por la Ley 40/1997 y por la Ley 41/1997, de 5 de noviembre, dispone en su artículo 31, apartados 2 y 6, que la catalogación de una especie, subespecie o población en la categoría de «en peligro de extinción» exige la elaboración por las Comunidades Autónomas de un Plan de recuperación, que defina las medidas necesarias para eliminar el peligro de extinción de la especie considerada.

El Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, cataloga al crujiente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pauí*, para el territorio aragonés como subespecie «en peligro de extinción», por ser un endemismo exclusivo de esta Comunidad Autónoma cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su actual situación siguen actuando.

La Comunidad Autónoma de Aragón tiene la responsabilidad de conservar esta subespecie para las generaciones futuras, y el mecanismo legal para lograrlo es el Plan de recuperación que, de acuerdo con lo señalado en el mencionado Decreto 49/1995, es ejecutivo y vincula tanto a los particulares como a las Administraciones Públicas, que en el ámbito de sus competencias deberán adecuar sus actuaciones a las determinaciones contenidas en el mismo.

La Ley 6/1998, de 19 de mayo, de Espacios Naturales Protegidos de Aragón, supone, un marco legislativo que debe favorecer la integración de la conservación de las especies en los instrumentos de gestión de los espacios naturales. De manera similar, el nuevo Código Penal (Ley Orgánica 10/1995, de 23 de noviembre) incluye la tipificación específica para los delitos relativos a la protección de la flora y fauna (Libro II, Título XVI, Capítulo IV), lo que no hace sino corroborar la relevancia adquirida por los intereses y valores que derivan de la protección del

medio natural. De ambas normas debe beneficiarse la ejecución de las directrices del Plan de recuperación del crujiente.

El presente Decreto pretende cumplir la exigencia establecida por la Ley 4/1989, recogida a su vez en el artículo 8 del Decreto 49/1995, de la Diputación General de Aragón, aprobando el Plan de recuperación del crujiente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, y estableciendo unas normas de protección preventiva. En el Plan de recuperación se realiza un análisis de la situación actual, en cuanto a la problemática de la especie y las actividades realizadas para su protección, se fija el objetivo a alcanzar, se determinan las directrices y las actuaciones para la consecución de dicho objetivo y se establecen los mecanismos para la necesaria cooperación entre las distintas Administraciones Públicas.

El Plan de recuperación es un instrumento dinámico, por lo que se prevén los mecanismos necesarios para el seguimiento de su eficacia, así como los de revisión periódica, recogiendo con ello el espíritu de la Ley 4/1989 y de los Catálogos Nacional y Aragonés de Especies Amenazadas.

De acuerdo con el artículo 1º, punto 2, del Decreto 50/2000, de 14 de marzo, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba la estructura orgánica del Departamento de Medio Ambiente, corresponde a este Departamento la «conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna silvestres». Por ello, se le atribuyen en el presente Decreto diversas responsabilidades encaminadas a la consecución de los objetivos del Plan de recuperación, sin perjuicio de la necesaria colaboración de los otros Departamentos.

El Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, en aplicación de sus funciones y competencias recogidas en los artículos 1 y 2 de su Ley de creación, de 13 de marzo de 1992, emitió dictamen favorable sobre el Proyecto de Plan de recuperación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* con fecha 20 de septiembre de 2000.

Considerando oportuna y necesaria la participación ciudadana en los procesos de elaboración de proyectos y toma de decisiones públicas relativas a la conservación de la naturaleza, la presente disposición ha sido sometida al trámite de audiencia e información pública de acuerdo con lo señalado en el artículo 33 del texto refundido de la Ley del Presidente y del Gobierno de Aragón, aprobado por el Decreto Legislativo 1/2001, de 3 de julio, del Gobierno de Aragón.

En su virtud, a propuesta del Consejero de Medio Ambiente y previa deliberación del Gobierno de Aragón, en su reunión celebrada el día 29 de abril de 2003,

DISPONGO:

Artículo 1º. Objeto.

El presente Decreto tiene por objeto establecer un régimen de protección para el crujiente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, en el territorio de la Comunidad Autónoma Aragón y aprobar el Plan de recuperación, que figura como anexo I de este Decreto.

Artículo 2º. Ámbito de aplicación.

1. El presente Decreto será de aplicación a todo el territorio definido como ámbito de aplicación del Plan de recuperación y que corresponde a toda

el área de distribución conocida de la especie en Aragón que queda definida en el apartado 4 del Plan de recuperación.

2. La modificación del ámbito territorial de aplicación del Plan de recuperación se efectuará mediante Decreto en los supuestos de localización de nuevas citas o localidades de la especie, lo que se determinará con carácter previo mediante el correspondiente procedimiento, tramitado por el Departamento de Medio Ambiente y promovido por la Dirección General del Medio Natural, y en el que tendrán que constar acreditadas tales circunstancias.

Artículo 3º. Régimen de Protección.

1. El crujiente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, se encuentra catalogada como «en peligro de extinción» en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón.
2. La recolección de material biológico de la especie con fines científicos queda sometida a la previa autorización de la Dirección General del Medio Natural del Departamento de Medio Ambiente.

Artículo 4º. Evaluación de impacto ambiental e informes previos.

1. En aquellos procedimientos sujetos a trámite de evaluación de impacto ambiental, deberá hacerse mención expresa en el estudio de impacto ambiental de la incidencia de las actividades y proyectos sobre las poblaciones y el hábitat de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, para lo cual se recabará información de la Dirección General del Medio Natural del Departamento de Medio Ambiente. Dicha incidencia deberá contemplarse en la declaración de impacto ambiental.
2. En el caso de actividades o proyectos no sujetos a evaluación de impacto ambiental, será preceptivo el informe previo favorable de la Dirección General del Medio Natural en los casos en que la actividad se pretenda desarrollar en el ámbito de aplicación del Plan. Este informe será vinculante cuando sea desfavorable al uso pretendido o imponga condiciones al mismo. El citado informe deberá emitirse en un plazo de tres meses desde la recepción del expediente completo en la citada Dirección General, entendiéndose en otro caso emitido con carácter favorable.

Artículo 5º. Plan de recuperación.

1. Corresponde al Departamento de Medio Ambiente, a través de la Dirección General del Medio Natural, asegurar el cumplimiento del Plan de recuperación, mediante la constitución de grupos de trabajo específicos con una función de coordinación y la aprobación de programas de actuación por la Dirección General del Medio Natural.
2. Con la finalidad de impulsar y coordinar las actividades previstas en el Plan de recuperación y en el régimen de protección, el Consejero de Medio Ambiente designará, a propuesta del Director General del Medio

Natural, a un técnico de la citada Dirección General como coordinador del Plan.

3. Con la finalidad de apoyar la labor del coordinador del Plan y asistir a éste en todos aquellos aspectos concretos relacionados con el desarrollo y aplicación del Plan de recuperación, podrán constituirse Grupos de Trabajo específicos, correspondiendo al Director General de Medio Natural, a propuesta del Coordinador del Plan, la regulación de la composición, funcionamiento y cometido de estos Grupos.
4. El Plan de recuperación se desarrollará mediante programas de actuación que, por un periodo de vigencia no superior a cuatro años, concretarán en el tiempo y en el espacio las actuaciones que se deriven del cumplimiento del Plan.

Artículo 6º. Coordinación administrativa.

Para el cumplimiento de los objetivos del Plan de recuperación, se establecerán cuantos mecanismos de consulta y coordinación sean necesarios, tanto con el resto de los Departamentos del Gobierno de Aragón como con otras Administraciones con competencias en la conservación de la especie.

Artículo 7º. Medios materiales y personales.

Para asegurar el cumplimiento de lo previsto en el régimen de protección y en el Plan de recuperación se establecerán los medios humanos y materiales y se habilitarán los créditos oportunos en el presupuesto de la Dirección General del Medio Natural, sin perjuicio de la colaboración de otros Departamentos, organismos y entidades públicas y privadas que tuvieran interés en la conservación de esta especie.

Artículo 8º. Régimen sancionador.

Para la sanción de las actuaciones contrarias al Plan de recuperación se estará a lo dispuesto en la legislación específica y, en particular, en la Ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, y en las normas que los desarrollen, sin perjuicio de las responsabilidades penales a que pudieran dar lugar los hechos que fueran constitutivos de delitos o faltas.

Artículo 9º. Utilidad pública.

Las actividades encaminadas al logro de la recuperación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* podrán ser declaradas de utilidad pública o interés social a todos los efectos y en particular a los expropiatorios, respecto de los bienes y derechos que puedan resultar afectados.

Disposición final primera. Habilitación para el desarrollo normativo.

Se faculta al Consejero de Medio Ambiente para dictar las normas que precise el desarrollo del presente Decreto y del Plan de recuperación.

Disposición final segunda. Entrada en vigor.

El presente Decreto entrará en vigor el día siguiente al de su publicación en el «Boletín Oficial de Aragón»

Dado en Zaragoza, a 29 de abril de 2003.

El Presidente del Gobierno de Aragón,
MARCELINO IGLESIAS RICO

El Consejero de Medio Ambiente,
ALFREDO BONE PUEYO

ANEXO 1. – PLAN DE RECUPERACIÓN DEL CRUJIENTE,
VELLA PSEUDOCYTISUS SUBSP. *PAUI*, EN ARAGÓN

1. Introducción

Descripción

El crujiente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, es una crucífera leñosa que forma matas arbustivas de raíz robusta y bien desarrollada, que normalmente alcanzan 1 m de altura y una cobertura de 3-4 m². Es glabra o glabrescente en todas sus partes, incluyendo hojas y valvas del fruto, lo que la diferencia de la subespecie tipo. Sus tallos están muy ramificados y tiene hojas enteras, obovadas y carnosas, con pelos solamente en los márgenes o enteramente glabras. Las raíces son muy largas y además emite rizomas subterráneos y flexibles que permiten un fuerte anclaje para resistir incluso el descalzamiento por erosión en las laderas.

Las flores, poco vistosas por separado, se disponen en racimos de unas 10 a 30. Los 4 pétalos son amarillos con venación oscura y poseen una uña larga y un limbo que supone sólo un tercio del total del pétalo. Se disponen de forma irregular, con lo que la flor resulta ligeramente zigomorfa. Presenta gran cantidad de racimos floríferos por planta, que dan como resultado ejemplares muy llamativos, llegando a tener un individuo desarrollado como media alrededor de 3.000 flores, aunque hay registradas floraciones de más de 13.000 en un solo ejemplar. Fruto en silícula, con dos artejos: el valvar, elipsoidal, fértil y dehisciente, y el estilar, estéril y en forma de cuchara (cocleariforme). El máximo de floración se produce en abril y el de fructificación en mayo. Los frutos permanecen en los tallos hasta noviembre y, de forma testimonial, durante todo el año. $2n = 34$.

Si la primavera es seca, la producción de hojas nuevas se retrasa. En los primeros años de vida, las plántulas pueden perder casi todas las hojas durante la sequía estival, si ésta es fuerte, en cuyo caso vuelven a producir hojas en otoño.

Distribución (corología)

Taxon endémico de zonas áridas del sur de Teruel: términos municipales de Cuevas Labradas y Teruel (concretamente en la zona de Villalba Baja) en el valle del Alfambra y Teruel (zona de Villaspesa), Villastar, Villel y Cascante del Río en el valle del Turia. Ha sido citada también en las cercanías de Calatayud (Zaragoza) y en Tramacastilla (Teruel), pero no se ha vuelto a localizar allí desde principios del siglo XX.

Otras dos subespecies viven en el centro y sur de la península Ibérica y en el norte de África. Existen 25 cuadrículas U.T.M. de 1x1 km donde se conoce la presencia de la especie.

El género *Vella* en su conjunto, con cinco especies, es endémico de la península Ibérica y el norte de África. *V. pseudocytisus* es la especie más repartida, con tres subespecies diferentes de áreas discontinuas: la subsp. *glabrata* es endémica del Atlas, la subsp. *pseudocytisus* de los alrededores de Aranjuez, Almería y Granada, y la subsp. *pau* de Teruel. Se trata de un paleoendemismo que se cree estuvo más extendido durante el Terciario y que se mantiene ahora en poblaciones relictas y aisladas entre sí, por lo que están diferenciándose unas de otras y pueden evolucionar hacia especies distintas.

Sinonimias

- *Vella pseudocytisus* L. var. *glabrescens* Willk.
- *Vella pseudocytisus* L. var. *badalii* (Pau) Heywood
- *Vella badalii* Pau
- *Pseudocytisus integriflorus* Rehder var. *badalii* (Pau) Heywood

Recibe el nombre vernáculo de «crujiente» en Villalba Baja y el de «cebollada» o «arnachilla» en Villel.

Ecología

Se encuentra en matorrales ralos en laderas y escarpes sobre un precipitado carbonatado blanco y poroso, con algo de yeso y muy deleznable, conocido localmente como «tosca». Se ve especialmente favorecida en el fondo de barrancos, donde se acumula la humedad y la insolación es menor. También ocupa las lindes de cultivos, taludes de caminos y carreteras y forma parte de comunidades esteparias sobreexplotadas por el ganado.

Parece adaptarse bastante bien a algunos terrenos ruderalizados ligados a la actividad antropozoógena. Ocupa altitudes desde los 860 a los 980 m, en el piso bioclimático supramediterráneo, pero sólo en zonas áridas, de clima muy continental por estar separadas de los mares por montañas.

Biología reproductiva

La floración se extiende desde últimos de marzo a finales de mayo, siendo muy vistosa y atractiva para los insectos. Las flores ofrecen tanto polen como néctar. Los posibles polinizadores son apoideos (*Apis mellifera*, *Andrena* sp.), bombrílicos (*Bombylius* sp.), sírfidos, califóridos y lepidópteros (esfíngidos, piéridos, licénidos). Se trata de una planta autocompatible, sin apomixis detectada.

Los picos de fructificación llegan a mediados de mayo, de modo que a partir de junio la mayoría de los frutos se encuentran maduros y preparados para la dispersión, con 1, 2 o hasta 3 semillas por silícula. Un ejemplar adulto de tamaño medio puede producir de 4.000 a 12.000 semillas. La tasa de floración y fructificación es parecida en todas las poblaciones y no parece haber ningún problema reproductivo en ninguna de ellas. El fruto explota al ser tocado para dispersar las semillas hasta un radio de 2 metros. El banco de semillas en el suelo no parece tener importancia biológica, es pequeño y transitorio y, por ello, no garantiza la respuesta de germinación a largo plazo.

En zonas donde los desprendimientos son frecuentes, se reproduce también vegetativamente por rizomas.

2. Situación actual

Antecedentes

Después de que esta subespecie fuera descrita formalmente en 1981 y hasta principios de los años noventa, no se avanzó en su estudio. En el proyecto financiado por el Gobierno de Aragón y que dio lugar al libro Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón [Sainz H., Múgica F. & Arias J. (1996) Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. 221 pp.], se comenzó a trabajar en temas relacionados con su conservación. Más adelante, la investigación con esta planta se continuó como parte la tesis doctoral de F. Domínguez de la Universidad Autónoma de Madrid, 2001.

Estimación de las poblaciones

Con los últimos estudios, se ha estimado un total de 20.000 a 30.000 individuos localizados en dos poblaciones distintas. La mayor parte vive en la población de Altos de Pinarejos-Marimezquita, en los términos municipales de Villed y Villastar. Sin embargo, hay otros núcleos con muy pocos ejemplares y, por tanto, con gran riesgo de desaparecer.

Las poblaciones citadas en la provincia de Zaragoza, que constan en pliegos de herbarios etiquetados por B. y C. Vicioso entre 1894 y 1927 con las localidades de «Calatayud» y «Sierra Vicort», no se han vuelto a localizar, al igual que la cita de D. Almagro a principios de siglo XX en Tramacastilla (Teruel). Es probable que hayan desaparecido.

Valoración de las amenazas

Las obras de mejora de carreteras pueden destruir poblaciones, como sucedió en mayo de 1995 con la carretera de Vilel a Cascante del Río. El sobrepastoreo puede ser negativo, tanto por el pisoteo como por el ramoneo, ya que la presión ganadera es muy fuerte en la zona. Además, las roturaciones para cultivar han eliminado muchos ejemplares. Entre las otras amenazas, destaca el fuego, ya que la planta no posee la facultad de rebrotar después de un incendio. Es posible que en el pasado le hayan afectado fuegos para ampliar la superficie pastable, y actualmente le afectan las quemadas de rastrojos, que se extienden a taludes y lindes entre campos de cultivo.

También se conoce que la subespecie *pseudocytisus*, de Aranjuez, fue talada para su uso como combustible, sin que este uso se haya documentado en las plantas turolenses.

En cuanto a las amenazas naturales, las heladas persistentes, las arroyadas por tormentas y el estrés hídrico producen gran mortalidad, sobre todo de plántulas. Se han encontrado insectos que forman agallas sobre la planta o se alimentan de su savia, entre ellos una especie de psílido nueva para la ciencia. También le afecta un hongo perteneciente al género *Roya*.

Por todo lo anteriormente expuesto, existe riesgo de extinción de la subespecie, por ser endémica de un área tan restringida, tener efectivos tan escasos y sufrir varios factores de amenaza actuando sobre ella.

Situación legal

Se encuentra protegida por el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón como «especie en peligro de extinción». Los estudios técnicos realizados por el Gobierno de Aragón señalan la conveniencia de que continúe en la categoría actual. El área que ocupa la especie es de propiedad privada. Existen dos Lugares de Importancia Comunitaria propuestos por el Gobierno de Aragón para formar parte de la Red Natura 2000, que protegen parcialmente las poblaciones del valle del Turia: «Altos de Marimezquita, Los Pinarejos y Muela de Cascante» y del valle de la Alfambra: «Los Yesos y Laguna de Tortajada».

Los mismos estudios técnicos aconsejan que se incluya en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas en alguna de las categorías de mayor amenaza y en los Anexos II y IV de la Directiva de Hábitats de la Unión Europea. También aparece catalogada «En Peligro» (EN B1+2abde) en la reciente Lista Roja de la Flora Vasculosa Española [VV.AA. (2000) Conservación vegetal, 6 (extra): 11-38].

Interés científico y social

Es una planta de enorme interés científico ya que se trata de un paleoendémico, dentro de un género endémico ibero-mauritanico. Sin embargo, resulta poco conocida y apreciada a nivel popular. No se conocen usos populares a la subespecie turolense.

Evaluación general de la situación

Todavía no se conocen bien las relaciones ecológicas de esta especie con otras de su ecosistema, ni la importancia relativa de las diferentes amenazas y, aunque se han llevado a cabo prospecciones en el área de Calatayud (Zaragoza) y Tramacastilla (Teruel) por encargo del Gobierno de Aragón, es necesario proseguir la búsqueda en estas comarcas. Dichas investigaciones se pueden emprender en el marco de este Plan de recuperación.

Por otra parte, es imprescindible iniciar medidas que eviten la extinción de esta subespecie, que, por ser endémica de los alrededores de Teruel, podría desaparecer a nivel mundial si se extingue en este pequeño territorio.

3. Objetivo del Plan

El objetivo de este Plan es lograr la conservación de el crujiente, *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en todos los lugares donde actualmente crece en Aragón. Este Plan se considerará cumplido cuando pueda pasar de la categoría de especie «en peligro de extinción» a «vulnerable».

4. Ámbito de aplicación del Plan

Las actuaciones previstas en este Plan serán de aplicación al área de distribución actual de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en Aragón. Este ámbito se detalla en la cartografía adjunta y se encuentra dentro de los siguientes términos municipales: Cascante del Río, Cuevas Labradas, Villastar, Corbalán, Teruel, Villed, Cubla, Valacloche.

5. Directrices y actuaciones

5.1. Medidas *in situ*. Mantener o incrementar el número de ejemplares en su área de distribución actual.

5.1.1. Favorecer el desarrollo de líneas de investigación y seguimiento detallado de la evolución de las poblaciones que permitan mejorar la estrategia de conservación de la especie.

5.1.1.1. Prospeccionar las zonas de Calatayud-Sierra de Vicort (Zaragoza) y de Tramacastilla (Teruel) para determinar si esta especie ha desaparecido de allí o continúa presente, así como también otras zonas de los valles del Alfambra y del Turia. Se debe hacer preferentemente en la época de floración, cuando la planta resulta mucho más fácil de detectar.

5.1.1.2. Estudiar su demografía y dinámica poblacional en parcelas control representativas de las poblaciones, haciendo especial hincapié en la presencia de plántulas, la supervivencia de ejemplares jóvenes y adultos, así como el papel del crecimiento clonal.

- 5.1.1.3. Evaluar la relación entre fragmentación de hábitats y colonización por parte de nuevos individuos pero, en ningún caso, experimentar con ejemplares adultos.
 - 5.1.1.4. Determinar el grado de alteración del hábitat y la capacidad de la población para responder a perturbaciones. Aislar una parte de una población para estudiar su evolución sin pastoreo ni pisoteo.
 - 5.1.1.5. Investigar la biología reproductiva de la especie, las estrategias de dispersión, la competencia interespecífica, posibles fitófagos, enfermedades, y otras relaciones con el medio biótico.
 - 5.1.1.6. Estudiar la variabilidad genética de las diferentes poblaciones.
 - 5.1.1.7. Contribuir a las tareas de investigación que realicen otras instituciones públicas y privadas sobre esta especie, así como coordinarlas.
- 5.1.2. Minimizar los daños por acción humana en el área de distribución.
- 5.1.2.1. Evitar que se instalen canteras y depósitos de estériles donde crece la especie.
 - 5.1.2.2. Evitar la roturación de zonas nuevas y la ampliación de los campos cultivados en el área de distribución.
 - 5.1.2.3. Evaluar las obras de infraestructura y de su mantenimiento en la fase de proyecto, de manera que su ejecución sea compatible con lo dispuesto en este Plan.
 - 5.1.2.4. Evaluar los riesgos derivados de las actividades deportivas reguladas y no reguladas, y restringirlas tanto como sea necesario.
- 5.1.3. Preservar el hábitat.
- 5.1.3.1. Adquirir terrenos donde la especie esté bien representada en el término municipal de Villed o en el de Villastar, o bien llegar a acuerdos escritos con los propietarios de los mismos, que garanticen la conservación de la especie y de su hábitat.
 - 5.1.3.2. Proponer para los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales que afecten al área de distribución de la especie el establecimiento en los terrenos más representativos de alguna figura de protección, y en especial alguna de las previstas en la Ley 4/1989 y en la Ley 6/1998, de 19 de mayo, de espacios naturales protegidos de Aragón.
 - 5.1.3.3. Efectuar visitas periódicas para realizar una vigilancia, control y seguimiento de las poblaciones de la planta, así como de los límites entre campos, caminos, vías pecuarias y eriales. En este apartado tomarán parte activa los Agentes para la Protección de la Naturaleza y los Guardas para la Conservación de la Naturaleza, otorgándoles la misión de proteger directamente estas plantas.
 - 5.1.3.4. Evaluar y establecer un seguimiento de los resultados del manejo de la especie y protección del hábitat.

- 5.1.4. Elaboración de un protocolo precautorio de reintroducción de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en zonas potenciales.
 - 5.1.4.1. Identificar y caracterizar el hábitat de la especie.
 - 5.1.4.2. Elaborar un catálogo de las áreas potenciales de introducción. Se puede aprovechar la capacidad de esta planta para colonizar taludes con bastante pendiente, gracias a sus raíces profundas y tallos subterráneos flexibles.
 - 5.1.4.3. Ensayar diferentes métodos de reintroducción de la planta producida *ex situ* en las zonas seleccionadas según la actuación 5.1.4.2. Para ello se deben aprovechar las técnicas de reproducción que ya se han desarrollado para la subespecie *pseudocytisus*, de la comarca de Aranjuez. Tras ello, diseñar y describir el protocolo normalizado para las reintroducciones.
- 5.2. Medidas *ex situ*. Crear una reserva genética para posibles reintroducciones y preservar el patrimonio genético de la especie.
 - 5.2.1. Asegurar que se conserven semillas de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* en varios bancos de germoplasma (actualmente se guardan ya en la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Madrid), y hacer pruebas periódicas para comprobar si conservan su viabilidad en las condiciones de almacenamiento.
 - 5.2.2. Mantenimiento en vivero de ejemplares de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*, para contar en cualquier momento con ejemplares que permitan la reintroducción en áreas potenciales. Este cultivo deberá ser asesorado por especialistas en la materia, para lo cual la Dirección General del Medio Natural establecerá los convenios u otras formas de colaboración que en cada momento se consideren precisas.
 - 5.2.3. Mantener líneas de cultivo *in vitro* de la especie sólo en el caso de que otros métodos de cultivo fueran problemáticos.
 - 5.2.4. Diseñar un protocolo normalizado para la obtención de individuos a partir de los materiales conservados *ex situ* (semillas, ejemplares de vivero o de cultivo *in vitro*) que puedan ser utilizados en refuerzos de poblaciones donde y cómo se recomiende en la actuación 5.1.4.3.
- 5.3. Regulaciones.
 - 5.3.1. Regular la carga ganadera en función de los resultados de los estudios sobre el efecto del pastoreo en la planta previstos en el apartado 5.1.4.
 - 5.3.2. Solicitar a la Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente la inclusión de la subespecie en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas dentro de alguna de las categorías de mayor amenaza, enviando la documentación científica justificativa, así como en los Anexos II y IV de la Directiva Hábitats de la Unión Europea.

5.4. Aspectos sociales.

- 5.4.1. Desarrollar un programa de información al público en la Comunidad Autónoma, a otras administraciones públicas, asociaciones e instituciones relacionadas con el tema.
 - 5.4.1.1. Realizar folletos informativos sobre la especie, destinados tanto a organismos públicos y privados como al público en general y especialmente a los habitantes de los términos municipales citados en el apartado 4. Este material divulgativo deberá facilitar la obtención de información suficiente y concreta acerca de las directrices de este Plan, facilitando además la interpretación y la inducción de actitudes favorables a la conservación en la población que tiene contacto diario con la planta.
 - 5.4.1.2. Facilitar las actividades de educación pública que propongan los organismos y organizaciones interesadas, y que sean compatibles con las determinaciones del presente Plan.
- 5.4.2. Realizar actividades formativas de los Agentes para la Protección de la Naturaleza, Guardas para la Conservación de la Naturaleza y otros agentes de la autoridad en relación con esta especie.

5.5. Coordinación.

- 5.5.1. Realizar de forma coordinada con el Ministerio de Medio Ambiente y con universidades y otros centros de investigación las labores de seguimiento e investigación de la especie, sus poblaciones y sus hábitats, así como las actividades divulgativas, educativas y de sensibilización.
- 5.5.2. Participar en todos aquellos foros que se consideren de interés para potenciar el desarrollo de las actividades y directrices del Plan.

6. Evaluación económica

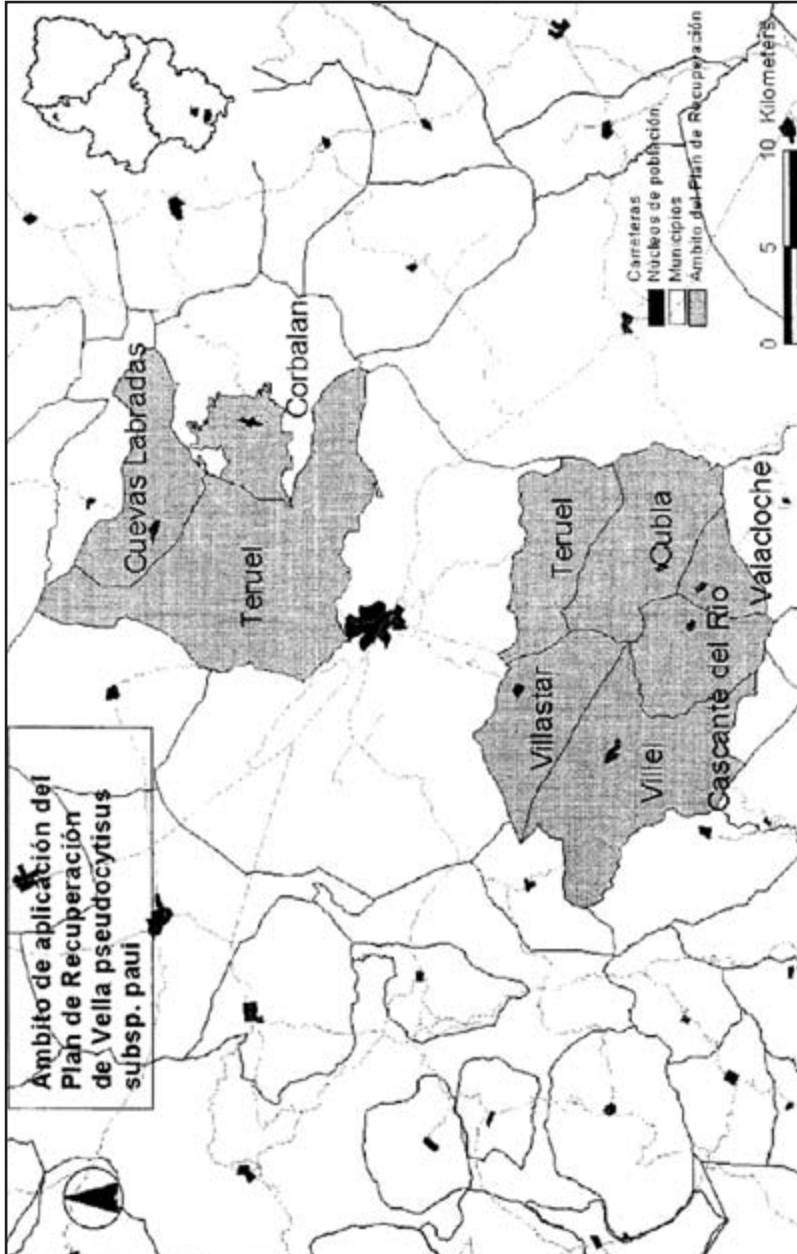
Las medidas contempladas en este Plan generarán gastos financieros para el Gobierno de Aragón a lo largo del periodo de vigencia del Plan, consignándose dentro de los programas y capítulos correspondientes de los presupuestos generales de la Comunidad Autónoma, en la medida en que vayan poniéndose en práctica cada año.

Las medidas concretas y los mecanismos de ejecución, se establecerán anualmente en base a las prioridades técnicas que se definan para la consecución de los objetivos del Plan. Para su financiación se emplearán los instrumentos que en cada fase se estimen oportunos, que podrán incluir, en su caso, fondos procedentes de la Unión Europea.

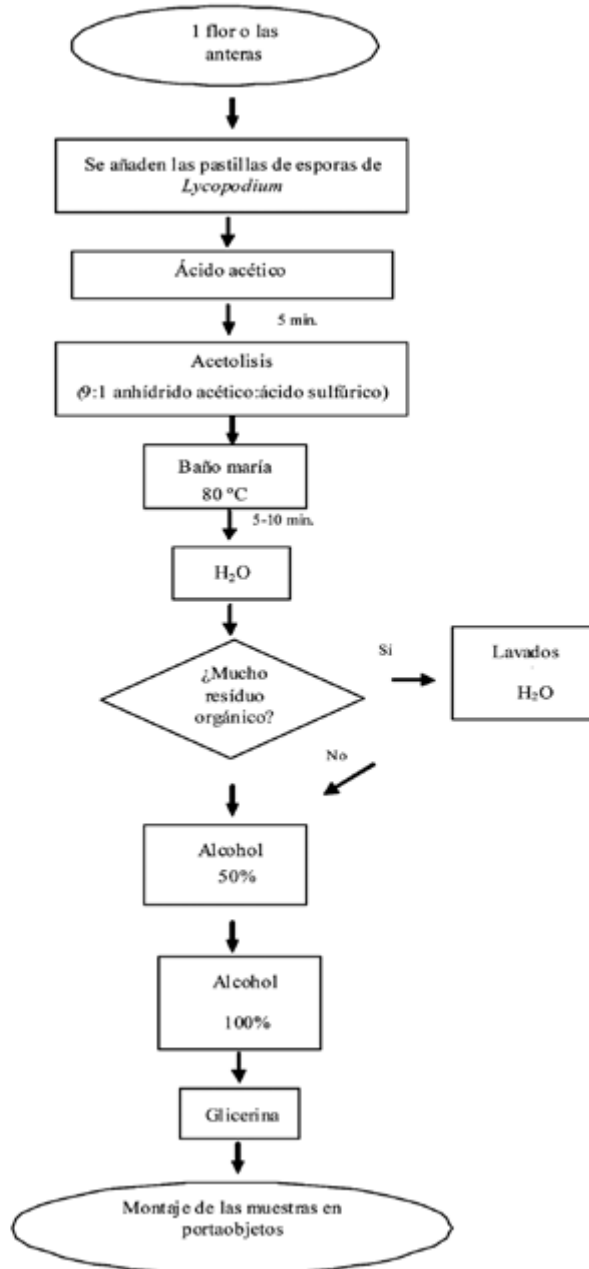
7. Duración y revisiones

Este Plan de recuperación no tiene una duración determinada, sino que ésta vendrá dictada por el cumplimiento del objetivo programado.

En la medida en que se produzcan y conozcan variaciones sustanciales en el estado de conservación de la especie o su hábitat, se podrá realizar una revisión de los objetivos y contenidos del Plan. De forma rutinaria se efectuará una revisión en profundidad cada cuatro años.



Anexo II. Metodología empleada en la obtención del polen para el cálculo de la ratio P/O. Apartado Material y Métodos del Capítulo 6: Aproximación a la biología reproductiva.



Anexo III. Algunos insectos relacionados con *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. Apartado Material y Métodos del Capítulo 6: Aproximación a la biología reproductiva. Con la colaboración de David Orueta Martínez.

Agallícolas o cecidógenos

Los tallos de la planta presentan con frecuencia agallas en forma de engrosamientos leñosos. Para su caracterización y la identificación taxonómica de sus pobladores se enviaron muestras de agallas y del insecto encontrado en su interior a un experto en insectos cecidógenos (J. L. Nieves Aldrey, Museo Nacional de Ciencias Naturales). Según su consulta se trata de una especie indeterminada de himenóptero calcidoideo perteneciente a la familia de los eulófidos, *Aprostocetus* sp., pudiéndose tratar de una nueva especie (Figura A.2). Se le considera un poblador secundario de



Figura A.3. Agallas recién formadas en una rama recomida de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* (Foto: Felipe Domínguez).



Figura A.2. Vista lateral al microscopio electrónico de un ejemplar de *Aprostocetus* sp. (Foto: David Orueta).

las agallas, probablemente un parásito del productor o de otros pobladores.

Pese a los esfuerzos realizados en la localización del organismo cecidógeno propiamente dicho (el verdadero responsable de la formación de las agallas), no se ha conseguido averiguar su naturaleza, y de cecidios recogidos sólo emergieron imagos de *Aprostocetus* sp., aun cuando las agallas seleccionadas fueron siempre agallas frescas, recién formadas. Esta selección, no obstante, ha permitido ofrecer algunas consideraciones sobre el proceso de génesis y maduración de las agallas en la planta. La intervención del insecto inductor del cecidio produce una pequeña malformación redondeada de

color rojizo o verde en las yemas foliares nuevas (Figura A.3). La ramificación de la planta se ve así alterada en ese punto y, conforme crece la malformación, engrosa y se lignifica hasta dar lugar a la agalla típica, grande y leñosa.

La presencia de agallas es elevada, ya que prácticamente todos los ejemplares portan este tipo de malformaciones, y el nivel de parasitación variable: en los individuos más expuestos al ramoneo puede sobrepasar con facilidad el 50 % de la planta. Las plántulas también las desarrollan, a partir del segundo invierno, apartándose por este motivo del sistema de ramificación simpodial desde una edad muy temprana.

Succionadores

Desde el primer año de muestreo, se detectó la presencia de pequeñas puestas anaranjadas de insecto sobre las hojas de numerosos ejemplares de ambas poblaciones. Se recolectaron muestras y los especímenes que eclosionaron fueron identificados como un nuevo taxon por el especialista consultado (D. Burckhardt, Muséum d'Histoire Naturelle, Ginebra). Se trata de un psílido triózido del género *Bactericera* (121 especies conocidas) al que se le ha dado el nombre de su planta nutricia, *Bactericera vellae*. Es ésta la primera cita de una especie del género que utiliza una planta de la familia Brassicaceae como hospedadora. Hasta la fecha sólo se conocían dos o tres especies de carácter polífago. El taxon más parecido es *B. polygoni* citado en Tadjikistán (Burckhardt y Lauterer, 1997).

Las diferencias de coloración observadas entre los individuos —la tonalidad general pasa de gris amarillenta a naranja, pero algunos ejemplares tienen un bandeo abdominal oscuro—, son frecuentes en el género. Parece que es causa de la edad en algunas especies (los individuos viejos tienden a ser oscuros) y en otras responde a diferencias generacionales dependientes del fotoperíodo (D. Burckhardt com. pers.). En las Figuras A.4 y A.5 se muestran algunas imágenes del animal obtenidas mediante microscopía electrónica de barrido.

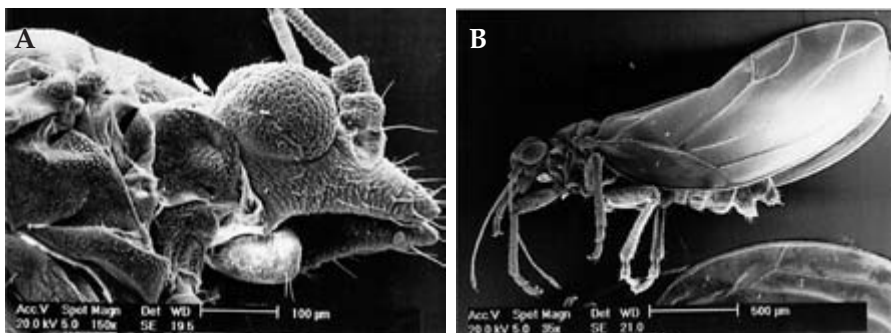


Figura A.4. *Bactericera vellae* (Psylloidea: Triozidae). A) detalle lateral de la cabeza. B) vista general lateral. (Foto: David Orueta).

La alimentación de los inmaduros sobre las hojas de la planta parece no causar efectos negativos, pese a que la densidad de psílidos que soporta un individuo

de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* puede ser elevada (se ha registrado un promedio de $25,6 \pm 3,2$ huevos por hoja, $n=20$, Figura A.6). Dentro de las flores se ha detectado la presencia de larvas en la base del ovario, junto a la unión con los pétalos. Se sitúan, en número de cinco a diez, cabeza abajo y paralelas al eje de la flor, muy próximas a la posición donde han sido descritos los nectarios.

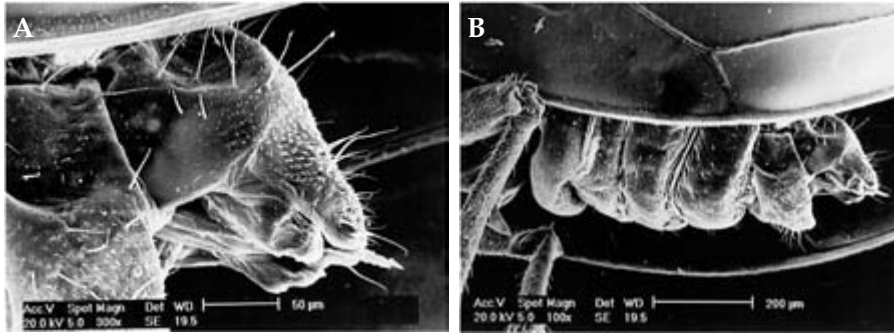


Figura A.5. *Bactericera vellae* (Psylloidea: Trioizidae). A) Detalle de las estructuras reproductoras. B) Vista lateral del abdomen. (Fotos: David Orueta).



Figura A.6. Imagen de una puesta de *Bactericera vellae* sobre una hoja de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* (Foto: Felipe Domínguez).

Se pueden observar puestas sobre las yemas de algunos ejemplares de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* desde octubre o noviembre, pero se hacen generalizadas desde marzo de la primavera siguiente. Los huevos eclosionan a partir de mayo, y larvas y puestas coexisten en la planta hasta junio, cuando ambas desaparecen, al finalizar el periodo larvario. No vuelven a ser vistas hasta el momento de una nueva puesta. Tampoco queda rastro apreciable de su actividad sobre las hojas.

Defoliadores

En este apartado podemos citar a *Galeruca angusta* Küster (1849). Una especie de coleóptero crisomérido que fue amablemente determinado por E. Petitpierre (Universitat de les Illes Balears, Palma de Mallorca). Se detectó durante los muestreos de 1996 en elevado número y en menor medida en 1997. Es un escarabajo distribuido por el Mediterráneo occidental, Francia, España, Sicilia y norte de África hasta el Atlas marroquí (Laboissière, 1934; Petitpierre, 1988), que parece alimentarse fundamentalmente de crucíferas.

En nuestro caso, las larvas puede que pasen varias semanas después de la eclosión nutriéndose de hojas, yemas del año y botones florales de *V. pseudocytisus* subsp. *pau* (Figura A.7). A finales de mayo pupan enterradas en el suelo y en otros quince días se produce la aparición de los adultos, que se muestran sobre todo activos en el suelo, donde pasarán la mayor parte del verano.



Figura A.7. Oruga de *Galeruca angusta* Küster alimentándose sobre una inflorescencia de *Vella pseudocytisus* subsp. *pau*. (Foto: Felipe Domínguez).

Referencias

- Burckhardt, D., Lauterer, P. (1997). A taxonomic reassessment of the trioizid genus *Bactericera* (Hemiptera: Psylloidea). *Journal of Natural History* 31: 99-153.
- Laboissière, V. (1934). *Galerucinae* de la faune française (Coléoptères). *Annales de la Société Entomologique de France* 103: 1-107.
- Petitpierre, E. (1988). Catàleg dels coleòpters crisomérids de Catalunya, III. *Chrysomelinae* i *Galerucinae*. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 55 (Sec. Zool., 7): 79-100.

Anexo IV. Valores medios y desviaciones típicas de la producción de flores, frutos y hojas

El cálculo resulta de aplicar el número de ramas floríferas contadas por individuo y año al número máximo de flores, frutos y hojas registradas a lo largo de las visitas de cada año. Apartado Resultados del Capítulo 6: Aproximación a la biología reproductiva.

Población	Villalba Baja						Villev					
	Ladera			Talud			Ladera		Talud			
Año	1995	1996	1997	1995	1996	1997	1995	1996	1997	1995	1996	1997
FLOR												
Media	3.337,6	4.081,7	1.476,6	3.399,7	948,3	9.021,0	683,0	1.653,9	2.262,4	-	11.917,8	2.262,4
Desviación típica	4.398,2	8.079,6	2.507,1	3.704,0	1.045,9	13.121,0	1.019,6	4.615,2	6.724,7	-	21.663,9	6.724,7
FRUTO												
Media	1.604,7	3.458,8	1.366,6	2.037,3	1.233,3	9.934,5	331,3	1.471,8	1.709,1		9.949,2	15.625,5
Desviación típica	2.027,7	6.944,8	2.183,2	2.185,1	1.393,9	13.915,0	464,8	5.142,0	5.061,5		20.232,4	28.274,5
HOJAS												
Media	10.452,9	11.249,5	16.204,4	11.112,0	8.377,0	6.953,5	6.409,7	8.111,1	7.995,2		23.217,8	53.254,1
Desviación típica	11.779,1	13.694,0	30.355,2	13.186,4	12.208,6	9.203,6	8.012,0	13.959,8	12.071,7		37.197,7	88.061,7
Tamaño muestral	18	17	14	3	6	6	3	35	30		10	8

Anexo V. Matrices de transición de cada población

Solo se detallan aquellos valores de la matriz no nulos siguiendo la expresión de la matriz A (apartado Material y Métodos del Capítulo 8: Dinámica demográfica). Va: Villalba Baja; Vi: Villel.

	a13	a14	a15	a16	a21	a32	a33	a34	a35	a42	a43	a44	a45	a46	a53	a54	a55	a56	a64	a65	a66
Va 01-02	0,010069	0,05988	0,50078	1,39246	0,059401	0,243421	0,781609	0,06383	0	0,243421	0,022989	0,76597	0,09375	0	0,011494	0,148936	0,84375	0,166667	0	0,0625	0,833333
Va 02-03	0,021319	0,127915	1,172553	5,116595	0,059401	0,405702	0,805556	0,2	0	0,08114	0,138889	0,6	0,151515	0	0	0,2	0,787879	0,208333	0	0,045455	0,791667
Va 03-04	0,029839	0,179034	1,641144	7,161356	0,059401	0,365132	0,657534	0,041667	0	0,121711	0,246575	0,75	0,181818	0	0	0,125	0,818182	0,863636	0	0	0,136364
Va 04-05	0,029479	0,175065	1,44209	3,612734	0,059401	0,486842	0,875	0,338235	0,012658	0	0,071429	0,514706	0,113924	0	0	0,058824	0,696203	0,333333	0	0,151899	0,666667
Va 05-06	0,024204	0,144254	1,235355	3,957817	0,059401	0,486842	0,779221	0,125	0,016667	0	0,142857	0,541667	0,05	0	0	0,291667	0,783333	0,142857	0,020833	0,133333	0,785714
Va 06-07	0	0,363784	4,026738	13,99602	0,059401	0,334704	0,653333	0,023256	0,015625	0,152138	0,24	0,767442	0,0625	0	0,013333	0,186047	0,828125	0,25	0	0,09375	0,75
Va 07-08	0,010254	0,27497	2,745573	10,05103	0,059401	0,486842	0,7612	0,1333	0,0294	0	0,1642	0,7000	0,0588	0	0,0149	0,1333	0,8824	0,1429	0	0,0147	0,8571
Vi 01-02	0,030871	0,184271	1,603373	5,583424	0,059401	0,486842	0,748148	0,052632	0	0	0,177778	0,561404	0,064935	0	0,005679	0,163401	0,805689	0,301098	0,002976	0,071663	0,688698
Vi 02-03	0,012619	0,075446	0,667701	2,520015	0,059401	0,486842	0,876106	0,163934	0	0	0,061947	0,737705	0,04	0	0,007152	0,072834	0,058864	0,257182	0,007874	0,057561	0,251205
Vi 03-04	0,007535	0,045118	0,405553	1,637466	0,059401	0,486842	0,893805	0,178571	0,022222	0	0,053097	0,785714	0,133333	0	0,022222	0,350877	0,909091	0,225806	0	0,025974	0,774194
Vi 04-05	0,025632	0,152771	1,308681	4,199546	0,059401	0,417293	0,623932	0,145161	0,043478	0,069549	0,017094	0,774194	0,130435	0,038462	0,00885	0,098361	0,82	0,038462	0	0,14	0,961538
Vi 05-06	0,010501	0,062837	0,560881	2,198294	0,059401	0,486842	0,663043	0,0625	0	0	0,271739	0,609375	0,04878	0	0,00885	0,035714	0,822222	0,384615	0	0,022222	0,615385
Vi 06-07	0,00036	0,152312	1,593273	6,245529	0,059401	0,486842	0,7838	0,0735	0,0112	0,1216	0,6765	0,0449	0,0323	0,1216	0,0135	0,1765	0,8876	0,2581	0	0,0449	0,7097
Vi 07-08	0	0,12526	1,472074	4,570956	0,059401	0,425987	0,8481	0,2459	0,0196	0	0,0127	0,6557	0,2059	0	0,0253	0,0820	0,7451	0,1923	0	0,0196	0,8077

Autores



Campo Borau, Aranzazu

Licenciada en Geología y con Máster en Sistemas de Información Geográfica y Teledetección. Trabajó en el año 2005 en el proyecto de conservación sobre la especie tratada para LARRE CONSULTORES, S.C. Actualmente vive en Jaca, donde va trabajando para diferentes consultorías.

Dirección: Calle 7 de Febrero 10. E-22700 Jaca (Huesca). c.e.: pirychan@hotmail.com



Catalán Rodríguez, Pilar

Profesora de Biología y Evolución de Plantas en la Escuela Politécnica Superior de Huesca (Universidad de Zaragoza). Está especializada en estudios sistemáticos y evolutivos de angiospermas y en estudios genéticos, filogeográficos y de conservación de plantas endémicas y amenazadas. Ha coordinado diversos proyectos de investigación sobre genética de la conservación de plantas mediterráneas y suramericanas. Los estudios genéticos en *Vella pseudocytisus* subsp. *pau* y en otras especies ibéricas han dado lugar a propuestas de medidas de protección a las autoridades autonómicas y a los gestores de Parques Nacionales.

Dirección: Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte km 1. E-22071 Huesca. c.e.: pcatalán@unizar.es



Cosculluela Jiménez, Jesús

Es Agente para la Protección de la Naturaleza, responsable del vivero forestal que la Diputación General de Aragón tiene en Ejea de los Caballeros. Viene trabajando desde hace años en la recuperación de plantas amenazadas de Aragón.

Dirección: Paseo de la Constitución 119. E-50600 Ejea de los Caballeros (Zaragoza).



Crespo, Manuel B.

Botánico. Viene realizando estudios taxonómicos y filogenéticos en diversos grupos vegetales, particularmente en la tribu Vellinae, donde se incluye el género *Vella*. Participa asimismo en diversos estudios sobre biología de la conservación de especies vegetales endémicas o amenazadas. Nació en Burjassot (Valencia) y se doctoró en la Universitat de València; actualmente es catedrático de Botánica en la Universidad de Alicante.

Dirección: Instituto de la Biodiversidad, CIBIO. Universidad de Alicante. Apartado 99. E-03080 Alicante. c.e.: crespo@ua.es



Domínguez Lozano, Felipe

Botánico. Estudió en su tesis doctoral la especie tratada, y desde entonces ha participado en diversos proyectos de conservación en Aragón. En la actualidad desarrolla el seguimiento de esta planta para el Gobierno de Aragón. Vive en Madrid, donde es profesor en la Universidad Complutense.

Dirección: Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Biología.
Universidad Complutense de Madrid. Calle José Antonio Novais 2. E-28040 Madrid.
c.e.: felipe.dominguez@bio.ucm.es



Fernández-Mazuecos, Mario

Licenciado en Biología por la Universidad Autónoma de Madrid. Actualmente desarrolla su tesis doctoral en el Real Jardín Botánico de Madrid, donde investiga acerca de la evolución, biogeografía y conservación de plantas mediterráneas. Colabora en el análisis demográfico de la subespecie *pseudocytisus* en el centro peninsular, y ha participado en la localización de poblaciones de la subespecie *glabrata* en Marruecos.

Dirección: Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC. Plaza de Murillo 2. E-28014 Madrid.
c.e.: mfmazuecos@rjb.csic.es



Génova Fuster, Mar

Doctora en Ciencias (Sección Biológicas) por la Universidad Autónoma de Madrid y profesora de Botánica en la Universidad Politécnica de Madrid. Es especialista en Dendrocronología. Ha participado en numerosos proyectos relacionados con diversas aplicaciones del estudio de los anillos de crecimiento y colabora con los miembros del equipo de análisis y seguimiento de las poblaciones de este taxon en Aragón.

Dirección: Departamento de Producción Vegetal: Botánica y Protección Vegetal. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Universidad Politécnica de Madrid. Avenida Ramiro de Maeztu s.n. E-28040 Madrid. c.e.: mar.genova@upm.es



Gómez Campo, César †

Doctor Ingeniero Agrónomo y Doctor en Ciencias Biológicas, catedrático de Organografía y Fisiología Vegetal en la Universidad Politécnica de Madrid hasta su jubilación. Creó el primer Banco de Germoplasma vegetal dedicado a la conservación de la flora silvestre endémica y amenazada, y fue el editor de los primeros Libros Rojos de la flora española peninsular y balearica, y de la flora canaria. Describió la subespecie *pau* en 1981 y fue el autor del tratamiento del género *Vella* en la obra "Flora iberica". Su fallecimiento en 2009 le impidió terminar la Introducción de este libro.



Goñi, Daniel

Ecólogo *free-lance*. Desde 1999 se dedica principalmente a elaborar y ejecutar planes de gestión de especies de flora amenazada en Aragón, realizando sobre todo tareas de prospección y censo de poblaciones. Durante 2004 y 2005 estuvo encargado de ejecutar el Plan de recuperación de la especie tratada. Desarrolla su trabajo en la ciudad de Jaca, desde la empresa LARRE: www.larreconsultores.wordpress.com.

Dirección: Calle Monasterio de Iguácel 11, 3º B. E-22700 Jaca (Huesca).
c.e.: dani.larre@telefonica.net



Gracia López, Jorge

Llevó a cabo su proyecto final de carrera “*Ensayo de técnicas de reproducción y manejo in vitro para especies de flora amenazada en Aragón y especies de flora de interés conservacional*” en el vivero forestal de Ejea de los Caballeros, Zaragoza. Actualmente trabaja para Nature Trust (Malta), organización ambiental no gubernamental que trabaja en la gestión y conservación de áreas de interés natural y científico.

Dirección: Calle Callizo Calderón 4. E-50630 Alagón (Zaragoza).
c.e.: giorgio50630@yahoo.es



Guzmán Otano, David

Doctor en Ciencias Biológicas y actualmente ocupa el puesto de jefe de la Sección de Especies Catalogadas en el Gobierno de Aragón. Ha centrado su carrera profesional en la conservación de flora en el Pirineo y valle del Ebro. En los últimos tiempos, además de encargarse de varios planes de acción para plantas y animales aragoneses, ha impulsado los trabajos de la reintroducción del crujiente, entre otras acciones de su Plan de recuperación.

Dirección: Dirección General de Desarrollo Sostenible y Biodiversidad. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Aragón. Paseo de María Agustín 36. E-50071 Zaragoza. c.e.: dguzman@aragon.es



Hernández Bermejo, J. Esteban

Ingeniero Agrónomo y catedrático de la Universidad de Córdoba. Director del Jardín Botánico de Córdoba de 1980 a 2008 y actualmente director del Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz y director científico del Jardín Botánico de Castilla-La Mancha. Investigador responsable del Grupo de Investigación RNM153 de la Junta de Andalucía, ha trabajado toda su vida en conservación *ex situ*, conocimientos tradicionales, especies amenazadas, recursos fitogenéticos y biología de la conservación.

Dirección: Banco de Germoplasma Vegetal Andaluz. Avenida de Linneo s.n. E-14004 Córdoba. c.e.: Cr1hebee@uco.es



Herranz Sanz, José María

Ingeniero de Montes y catedrático de la Universidad de Castilla-La Mancha, donde imparte clases de Botánica en la E.T.S.I. Agrónomos de Albacete. Desde el año 1995 colabora con la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha en temas de conservación de flora, habiendo elaborado la propuesta del plan de recuperación de *Vella pseudocytisus* subsp. *pseudocytisus* en esta Comunidad.

Dirección: Departamento de Producción Vegetal y Tecnología Agraria, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario s.n. E-02071 Albacete. c.e.: Jose.Herranz@uclm.es



Moreno Saiz, Juan Carlos

Su investigación y docencia se han dirigido principalmente hacia la biogeografía y la biología de la conservación. Es miembro del equipo de coordinación del proyecto “*Atlas de Flora Amenazada*” sobre las plantas vasculares españolas, y coeditor del Libro Rojo publicado sobre la misma. Lleva trabajando sobre la especie más de 15 años, primero en el desarrollo de su plan de conservación y luego en diversos aspectos relativos a su biología.

Dirección: Departamento de Biología (Botánica), Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Calle Darwin 2. E-28049 Madrid. c.e.: jcarlos.moreno@uam.es



Pérez-Collazos, Ernesto

Biólogo. Realizó su tesis doctoral empleando la biología molecular como herramienta para el estudio y conservación de diferentes plantas endémicas raras y amenazadas de la península Ibérica, entre las que se encontraba el taxón al que está dedicado este libro. Actualmente es profesor de la Universidad de Zaragoza y sigue participando en proyectos de conservación, biogeografía, genética del paisaje y evolución vegetal.

Dirección: Departamento de Agricultura y Economía Agraria. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte km. 1. E-22071 Huesca. c.e.: ernextop@unizar.es



Pérez García, Nora

Estudiante de Doctorado en la Universidad de Barcelona. Su tesis doctoral consiste en el estudio de modelos de distribución potencial de especies y sus posibles aplicaciones a proyectos de conservación vegetal. Su investigación se centra en la conservación de la diversidad de plantas de la región mediterránea y en la actualidad colabora en el seguimiento de esta subespecie para el Gobierno de Aragón.

Dirección: Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. Avenida Diagonal 645. E-08028 Barcelona.



Sainz Ollero, Helios

Ingeniero de Montes, botánico, especializado en geobotánica, paleofitogeografía, endemología y conservación. Ha trabajado en los principales biomas terrestres, especialmente en los sistemas montañosos. Realizó su tesis doctoral sobre el endemismo vegetal ibérico y es profesor en la Universidad Autónoma de Madrid. En Aragón dirigió uno de los trabajos pioneros sobre la conservación de su flora amenazada: "Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón".

Dirección: Departamento de Biología (Botánica), Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid. Calle Darwin 2. E-28049 Madrid. c.e.: helios.sainz@uam.es



Sánchez Espejo, M. Jesica

Licenciada en Biología por la Universidad Autónoma de Madrid. Realizó su proyecto fin de carrera sobre la dendrocronología de esta subespecie. Está muy interesada en temas de conservación vegetal y educación ambiental. Ha participado en los diversos muestreos realizados en Aragón para el seguimiento de esta subespecie. Actualmente, colabora en un curso de monitor ambiental enfocado hacia la conservación de la biodiversidad.

Dirección: Departamento de Producción Vegetal: Botánica y Protección Vegetal. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Universidad Politécnica de Madrid. Avenida Ramiro de Maeztu s.n. E-28040 Madrid. c.e.: jesi.sanchez@hotmail.es



Sanz Trullén, Guillén

Biólogo. Desarrolla su labor en el campo de la botánica y la conservación de especies de flora amenazada, así como en la redacción de documentos de gestión de hábitats dentro de la Comunidad Autónoma de Aragón. En la actualidad reside en Jaca trabajando como consultor en la empresa EUCYPRIS S.C., en diferentes propuestas para el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón.

Dirección: EUCYPRIS S.C. Calle Mayor 2, 1º dcha. E- 22700, Jaca (Huesca). c.e.: guillen.sanz@gmail.com



Edita:



Patrocina:

