



# Técnicas y herramientas aplicadas al estudio y conservación de táxones de flora vascular amenazada en Castilla y León



Memoria de Tesis Doctoral

Estrella Alfaro Saiz

2015





Área de Botánica  
Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental  
Universidad de León

**Técnicas y herramientas aplicadas al estudio y  
conservación de táxones de flora vascular  
amenazada en Castilla y León**

**Tools and techniques applied to the study and  
conservation of threatened taxa of vascular flora in  
Castilla y León**

Estrella Alfaro Saiz

León, noviembre de 2015





universidad  
de león

Informe de la dirección de la Tesis

Dra. Marta Eva García González, profesora Titular del área de Botánica de la Universidad de León

Dra. Raquel Alonso Redondo, profesora Titular del área de Botánica de la Universidad de León

CERTIFICAN:

como Directoras de la Tesis Doctoral titulada “Técnicas y herramientas aplicadas al estudio y conservación de táxones de flora vascular amenazada en Castilla y León” realizada por D. Estrella Alfaro Saiz en el programa de doctorado “Biología animal y vegetal”, informa favorablemente el depósito de la misma, dado que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Lo que firmo, en León a      de      de

Dra. Marta Eva García González

Dra. Raquel Alonso Redondo



*A mi familia, los Saiz*





## QUIERO SER UN TEJO

Si la vida es el árbol de profundas raíces  
que penetran el suelo procurando alimento,  
el amor es el fruto, el tozudo argumento  
de aceptar la existencia que nos hace felices.

Somos plantas cuajadas de yemas aprendices  
que rasgan la corteza brotando a ritmo lento;  
lluvia y sol nos deparan un fértil crecimiento,  
y el amor es la savia de apetitos motrices.

Nuestras hojas se anudan en espesos tapices  
que protegen al cuerpo de tormentas y viento,  
prodigando, amorosas, el calor y el aliento  
de la fronda verdosa de infinitos matices.

Las flores nos redimen con sonrisa de actrices,  
llenándonos de dicha con todo su talento;  
amor de flores plenas, amor contra el lamento  
que sangra por el tronco llagado en cicatrices.

Si la vida es un árbol, yo quiero ser un tejo;  
quiero ser cada astilla de ese arbusto gigante,  
que se ofrece, inocente, con ilusión de amante,  
y se aferra a la vida cuanto más llega a viejo.

“Tierrafracio”.

Valdeprado (León). 2008

‘Si supiera que el mundo se acaba mañana, yo, hoy todavía, plantaría un árbol’  
Martin Luther King

## AGRADECIMIENTOS

A mis directoras, que se convirtieron en mi familia y mis confidentes, que siempre me apoyaron y me dieron libertad para desarrollarme personalmente y en el ámbito científico. Gracias por vuestros consejos, por vuestros abrazos, por obligarme a posar los pies en el suelo cuando quería cambiar las *Drabas* por Baobabs, por confiar en mis ideas y apoyar mis proyectos, por descabellados que fueran y, porque todo esto, lo hicieron siempre con una sonrisa en la boca. Gracias por haberme tratado siempre de igual a igual, por no levantar una sola voz en todos estos años, por aconsejarme en todos los derroteros de la vida y por considerarme un miembro más de vuestra manada.

A mis compañeros, “los pequeños”. A Alicia Alonso, en primer lugar, porque seguramente sin ella no estaría aquí, literalmente, porque se me habría olvidado rellenar algún papel importante o pagar la matrícula o no hubiese depositado a tiempo... millones de gracias por cambiar tus horas de sueño por los encabezados y las páginas impares y revisar cada párrafo en un esfuerzo que solo se hace por un verdadero amigo, no sé qué hubiese hecho sin ti... Gracias también, Ali, por enseñarme a bailar sin tapujos, por tratarme como una hermana, por estar siempre ahí, por vigilarme las flores del haya (haya o no haya) y también por acercarme la cultura leonesa, adoptarme en tu pueblo y, por supuesto, por enseñarme el pinar de Lillo (que en realidad, está en Cofiñal). Te quiero “Rubi”. A Tato y Sonia, que cada año me acogieron en su casa, a los pies de Las Tuerces, en ese maravilloso y bucólico pueblo que tanto me gustó desde el primer día; gracias por subir a contar “la *Primula*” cada año, cruzando el Carrión sus siete u ocho veces, con un frío digno de Siberia o un calor que ni el Sahara a medio día. A David Ríos, que subió conmigo a buscar *Drabas* y *Primulas* y las encontró el primero y con esa ilusión que le caracteriza, por su ayuda con mi span-english y porque juntos nos hemos tragado cada una de las charlas de los congresos sin pestañear. A Héctor, camarada, porque siempre serás un buen amigo, estoy segura de ello y, claro, porque tengo que hacerte la pelota para que me contrates cuando seas el director del Museo de Historia Natural de Marsella...

A Fermín, siempre dispuesto a ayudar, a responder dudas, a mirarte los *Hieracium* o dejarte libros. A Noelia, Raquel, María y Sara, porque con ellas empecé a correr por las montañas leonesas y palentinas en busca de las primeras *Drabas*. A Félix, por tener siempre abierto el consultorio sentimental y por aportar ideas diferentes y descabelladas. A Rosita, Yago y Ana, que me dieron cobijo, buena comida, amistad y alegría, sobre todo en aquellas primaveras silenciosas en las que el polen inundaba nuestra vida. A Cantoral, que fue a comprobar las *Drabas* y las flores del haya antes incluso de que se quitaran las nieves.

A todos los compañeros del departamento y del camino desde que llegué a León, a los que quiero agradecer que siempre me hayan brindado su ayuda, respondido a mis dudas y compartido sus puntos de vista, porque con ellos he disfrutado de intensos cafés y debates que me han permitido crecer profesional y personalmente. Por vuestro afecto y vuestros consejos sobre plantas, sobre burocracias varias y sobre otros muchos temas de la vida, gracias, en especial a Ana Vega, Elena de Paz, Ángel Penas, Sara del Río, Arsenio Terrón, Carmen Acedo, Félix Llamas, Rosa Valencia, Ana Fernández. Salegui (con sus dos apellidos), Emilio Puente, Carmen Pérez, Delia Fernández y Pedro Sastre. Siempre tendré mucho que aprender de todos vosotros y siempre os llevaré conmigo.

A Santiago Sardinero, Gonzalo Hernández y Federico Fernández, a los que considero aún mis maestros.

A Michele Lonati, por preocuparse tantísimo en determinar todo el área de distribución de *Primula pedemontana* en Italia y llevarme a conocerla entera, de este a oeste, en todo su rango altitudinal y sin dejar una sola localidad por el camino. A Alberto Selvaggi, por facilitar las citas de *P. pedemontana* y a Massimiliano Probo, por su ayuda y amabilidad durante la estancia en Torino. A Paola Arduino, por acogerme en su casa, en Viterbo y por ser capaz de charlar durante horas sobre *Primula*.

A mi madre, que siempre luchó para que pudiéramos estudiar y que se preocupó de llevarme a cambiar los libros como si fueran cromos para poder mantener mi ritmo de lectura, que se afanó en inculcarme otros valores diferentes, como el amor a las piedras que me traigo cada vez que salgo de casa, la necesidad de convertir un simple paseo en un deporte de riesgo extremo o el amor incondicional a las *Pinguiculas*. Gracias *mother*,

se que nunca fui la persona “normal” que te hubiese gustado, aunque en el fondo sepas como yo, que somos iguales.

A mis abuelos, que fueron los primeros en leer mis publicaciones en inglés, aún sin entenderlas. Gracias por haberme enseñado a tirarme por la nieve en la Mogorrita, por llevarme al río a pescar de madrugada, por ilustrarme metódicamente cada uno de los pliegues anticlinales y sinclinales que se dejaban ver en todos los viajes por carretera, por llevarme a acampar a Albarracín desde que podía sujetar el chupete y por estar pendientes de aquellas cosas que más necesitaba, como mi bucaca. Gracias.

A mis hermanos, con los que me crié cazando renacuajos. A Patri, porque con ella me río a carcajadas como con nadie y porque ella nos dio a Zoe, la más importante. A Álvaro, porque juntos hacíamos el seguimiento de cada nido de gorrión, colorín o verdecillo en un radio de 500m de casa y porque éramos capaces de meterle una culebra bastarda a *mother* en el R-11 con tal de salvarla, aún a riesgo de morir nosotros...

Al chache, por sus lecciones diversas, como la de cebar los jabalíes con maíz por el único paso existente, por el que tú tienes que ir sola, de noche y sin frontal... gracias chache, esas cosas son las que te curten... A Meri, porque desde que tengo uso de razón, gracias a ti, la vida es mucho más divertida. A Paloma, porque siempre tiene cariño, amor y sonrisas para mí.

A Pacho y Fe, que son parte de mi familia. Gracias por inculcarme ese amor a la naturaleza, a los animales, y en especial a las plantas, por enseñarme por primera vez lo que eran los *Delphinium*, los gordolobos y las lechetreznas, porque gracias a eso, en gran parte, estoy aquí.

A Ruth, Rulan (taxónomo del género *Sobrinula*, emparentado con *Primula*), Esther, Manolito y Elí porque tener amigos como vosotros es lo que te hace fuerte. Gracias por todos los momentos que nos han unido.

A mi querido Priego, mi pueblo, donde me crié, y también a sus pricensés, mis amigos y mi gente, a los que tanto echo de menos... Elenita, Marian, Martita, Ana y Marinilla, que fueron y aún son “mi peña” y a Perico, porque con él las rapaces volaban más cerca.

A mis “mariposas rabiosas”, sois el equipo de voley más cañero, macarra y punky del mundo. Es un orgullo cantar vuestro pogo.

A los que llegaron los últimos, pero demostraron tanta paciencia como los primeros, a Lauris, Patty, Marta y Bárbara, las mujeres que corren con los lobos, sois fantásticas y genuinas y en poco tiempo me habéis hecho ver que la vida está cargada de risas y bachatas y a Luna, que nos hizo bailar como si no hubiera un mañana.

A los fotógrafos que colaboraron en ilustrar el manuscrito y a mi pequeña y eficiente red de *reviewers*.

Gracias también a Leonard Cohen, ya que su música me ayudó a mantener la cordura en los momentos últimos de Tesis, porque cerrar los ojos y escuchar *By the rivers dark* me recordó que la montaña me estaba esperando ahí fuera...

A Iván, compañero, te dejo el último no porque seas el menos importante. Espero que todos los días que hemos pasado buscando *Drabas*, contándolas y poniéndoles banderitas, o las horas que nos arrastramos por las jabateras del Teleno, te las lleves en las retinas. Sé que también te las llevas en las rodillas y en el corazón. Gran parte de esta tesis es tuya. Gracias por los momentos buenos que hemos pasado.

Y como aún faltan muchos de los que vinieron a buscar *Drabas*, de los que apoyaron la causa con buen embutido leonés o los que, simplemente, estuvieron ahí,

## **GRACIAS A TODOS**

Fotografía:

- Corteza de tejo (portada principal y portada del Capítulo 9). Jesús F. Carro
- *Moricandia moricandioides* subsp. *moricandioides* y portada del Capítulo 4. Eduardo Alonso
- *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* y portada del Capítulo 6. Noelia Ferreras
- *Echium cantabricum*, sectores de muestreo y portada del Capítulo 8. Alberto Rodríguez
- Portada del Capítulo 8. Sonia Oreca
- *Lathraea squamaria*. Alberto Cantoral

## Tabla de Contenido

Resumen.....	1
Estructura.....	3
<b>CAPÍTULO 1. Introducción y objetivos .....</b>	<b>7</b>
Introducción.....	7
Biología de la Conservación.....	10
Herramientas informáticas aplicadas a la conservación de especies .....	13
Área de estudio .....	14
Objetivos .....	21
<b>CAPÍTULO 2. Material y métodos .....</b>	<b>25</b>
I. Especies objeto de estudio .....	25
II. Recopilación de datos bibliográficos .....	51
III. Ortofotografías aéreas y mapas temáticos.....	52
IV. Directrices de conservación.....	53
V. Corología, demografía y censos .....	53
VI. Inventarios fitosociológicos .....	54
VII. Herramientas tecnológicas y software específico.....	54
<b>CAPÍTULO 3. Conservation status and protection measures for the Spanish endemic plant <i>Sideritis borgiae</i> Andrés .....</b>	<b>61</b>
Abstract .....	61
I. Introduction.....	62
II. Materials and methods .....	63
III. Results and discussion .....	66
Acknowledgements.....	77
Annexe 3.1 .....	78
Annexe 3.2.....	80

<b>CAPÍTULO 4.</b> A new method for calculating <i>Risk Tolerance</i> in the assessment of threatened flora .....	85
Abstract .....	85
I. Introduction.....	86
II. Material and methods.....	87
III. Results .....	97
IV. Discussion .....	103
Acknowledgements.....	104
<b>CAPÍTULO 5.</b> Incorporating bioclimatic and biogeographic data in the construction of Species Distribution Models in order to prioritize searches for new populations of threatened flora .....	107
Abstract .....	107
I. Introduction.....	108
I. Materials and methods.....	109
II. Results and discussion .....	115
III. Conclusions .....	121
Acknowledgements.....	122
Annexe 5.1.....	122
Annexe 5.2.....	124
Annexe 5.3.....	125
<b>CAPÍTULO 6.</b> Revisión del estatus de conservación del endemismo <i>Draba hispanica</i> subsp. <i>lebrunii</i> .....	129
Resumen .....	129
I. Introducción .....	131
II. Material y métodos .....	134
III. Resultados y discusión .....	140
IV. Conclusiones.....	159
Agradecimientos .....	160
Anexo 6.1 .....	161



<b>CAPÍTULO 7. A combined approach of methods for determining the regional assessment of the disjunct plant <i>Primula pedemontana</i> in Spain.....</b>	<b>165</b>
Abstract .....	165
I. Introduction.....	166
II. Materials and methods .....	168
III. Results .....	173
IV. Discussion .....	178
Acknowledgements.....	181
Annexe 7.1.....	182
Annexe 7.3.....	183
<b>CAPÍTULO 8. Optimización del método de censo, estimación y seguimiento del número de individuos maduros de <i>Primula pedemontana</i> en las paredes verticales del pico “Aguja del Pastel” (Macizo del Curavacas) .....</b>	<b>187</b>
Resumen .....	187
I. Introducción .....	189
II. Material y métodos .....	191
III. Resultados y discusión .....	195
IV. Conclusiones.....	206
Agradecimientos .....	207
Anexo 8.1 .....	208
<b>CAPÍTULO 9. Resultados, discusión y conclusiones generales.....</b>	<b>217</b>
I. Resumen y discusión de los resultados .....	217
II. Conclusiones generales .....	235
<b>Bibliografía.....</b>	<b>237</b>
<b>Abreviaturas y acrónimos.....</b>	<b>279</b>



## Resumen

La presente Tesis Doctoral es el resultado de aplicar diferentes técnicas y herramientas al estudio y conservación de táxones incluidos en el Catálogo de Flora Amenazada de la comunidad autónoma de Castilla y León. Este estudio se enmarca bajo la disciplina de la Biología de la Conservación que, en este caso, ha sido orientada principalmente a promover una gestión regional y nacional, entendiendo que la responsabilidad primera de conservar el patrimonio, tanto natural, como de otra índole, es de las administraciones locales.

El conocimiento de las especies y los espacios naturales ha de ir de la mano de la gestión y la conservación de los mismos y ha de implicar necesariamente a todos los participantes: la ciencia, la administración y la sociedad. Para ello, lo primero es inventariar el patrimonio desde una perspectiva científica, para después gestionar y legislar desde el conocimiento.

La presente memoria se ha basado en el estudio de 12 táxones incluidos en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León, de los cuales, uno se encuentra bajo la categoría “*En peligro de extinción*” (*Echium cantabricum*), tres bajo la categoría “*Vulnerable*” (*Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, *Petrocoptis viscosa* y *Primula pedemontana*) y ocho bajo la categoría “*De atención preferente*” (*Astragalus turolensis*, *Ephedra distachya* subsp. *distachya*, *Fritillaria legionensis*, *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum*, *Lathraea squamaria*, *Moricandia moricandioides* subsp. *moricandioides*, *Nepeta hispanica* y *Sideritis borgiae*).

La aplicación de técnicas y herramientas tanto analógicas como informáticas, en combinación con datos empíricos y estudios de campo, nos ha permitido ampliar la información disponible sobre dichas especies para así determinar su estado de conservación actual, sus principales amenazas, guiar la búsqueda de nuevas localizaciones y establecer pautas que permitan desarrollar un correcto marco de actuación, en caso de que éste sea necesario.

Hemos trabajado en el diseño de metodologías basadas en la combinación y la objetividad, adaptadas a cada caso en particular, lo que ha resultado muy ventajoso por su carácter respetuoso y no invasivo, por su alta eficiencia en la resolución de problemas y por la obtención de información de alta calidad. Su uso nos ha permitido optimizar el trabajo de campo, mejorar el análisis de los datos y la interpretación de los resultados. Estos procesos pueden utilizarse como base para las decisiones de gestores y expertos.

## Estructura

Con el fin de facilitar la lectura del documento y aportar homogeneidad al texto, los artículos publicados derivados del desarrollo de esta Tesis Doctoral, han sido añadidos como anexo al final del manuscrito (Anexo I).

El **Capítulo 1** de esta memoria corresponde con la introducción general, en la que se han incluido el prólogo, una breve introducción a la biología de la conservación, la descripción del área de estudio y los objetivos, tanto generales, como específicos de cada capítulo.

En el **Capítulo 2** se explican, de forma general, los materiales y métodos utilizados para cumplir con los objetivos marcados en los diferentes capítulos que conforman este trabajo.

En el **Capítulo 3** se determina el estatus de conservación del endemismo regional *Sideritis borgiae* Andrés, mediante el uso de un software específico, que permite incorporar la incertidumbre de los datos. El artículo que se corresponde con este capítulo, publicado en la revista *International Journal of Geobotanical Research*, en 2012, se adjunta como Artículo 1 en el Anexo I.

En el **Capítulo 4** se propone un método objetivo para calcular el *Risk Tolerance* (RT), parámetro que mide la tolerancia al riesgo que debe asumir el evaluador cuando se utiliza el software Ramas Red List Professional para asignar una categoría de amenaza. El artículo correspondiente con este capítulo, publicado en la revista *Journal for Nature Conservation*, en 2013, se adjunta como Artículo 2 en el Anexo I.

En el **Capítulo 5** se presenta el trabajo con Modelos de Distribución de Especies (SDM) para jerarquizar la búsqueda de nuevas poblaciones de especies raras y/o amenazadas y se propone, para ello, la incorporación en el modelo de variables biogeográficas y bioclimáticas. El artículo correspondiente, aceptado en la revista *Plant*

*Biosystems* en 2014 y disponible en su versión *on-line*, se adjunta como Artículo 3 en el Anexo I.

En el **Capítulo 6** se realiza una revisión de la categoría de amenaza considerada para el endemismo palentino-leonés *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts., en la que se combinan algunos de los métodos y herramientas que ya se han explorado en capítulos anteriores. La revisión del estado de conservación de esta especie, resultaba ser un ejercicio necesario debido a la aparición de una serie de localidades que se dan a conocer tras la publicación del artículo presentado en esta memoria como Artículo 4 del Anexo I, aceptado en la revista *Acta Botanica Gallica* en 2010. Por ello, en este caso, el Capítulo 6 es una modificación de dicho artículo, no una transcripción del mismo y, por tanto, se presentan en ellos resultados distintos.

En el **Capítulo 7**, de nuevo se combinan una serie de métodos que permiten asignar de manera objetiva la categoría de amenaza más adecuada para la especie *Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin en España. Este artículo ha sido aceptado en la revista *Plant Biosystems* en noviembre de 2015.

En el **Capítulo 8** se propone un método para calcular el esfuerzo mínimo necesario para estimar el número de individuos maduros de la especie *Primula pedemontana* en las paredes verticales del pico denominado “Aguja del Pastel”, con el objetivo de reducir el tiempo y los recursos necesarios, manteniendo la mayor precisión posible. Este sistema facilitaría el seguimiento anual de la subpoblación española, sobre todo, en condiciones meteorológicas adversas.

El **Capítulo 9** recoge los resultados y la discusión general, además de las conclusiones.

# Capítulo 1

## Introducción y Objetivos



Fotografía de la portada del Capítulo 1: Ángel Moreno

<http://www.revistaquercus.es/noticia/6065/articulos-de-fondo/vuelve-la-primavera-silenciosa.html>

Cultivo de secano en la comarca de Los Oteros, en el término municipal de Valencia de Don Juan (León).



# CAPÍTULO 1

## Introducción y objetivos

“Cada vez que perdemos una especie rompemos una cadena de la vida que ha evolucionado durante 3.500 millones de años”  
Jeffrey McNeely, científico de la IUCN.

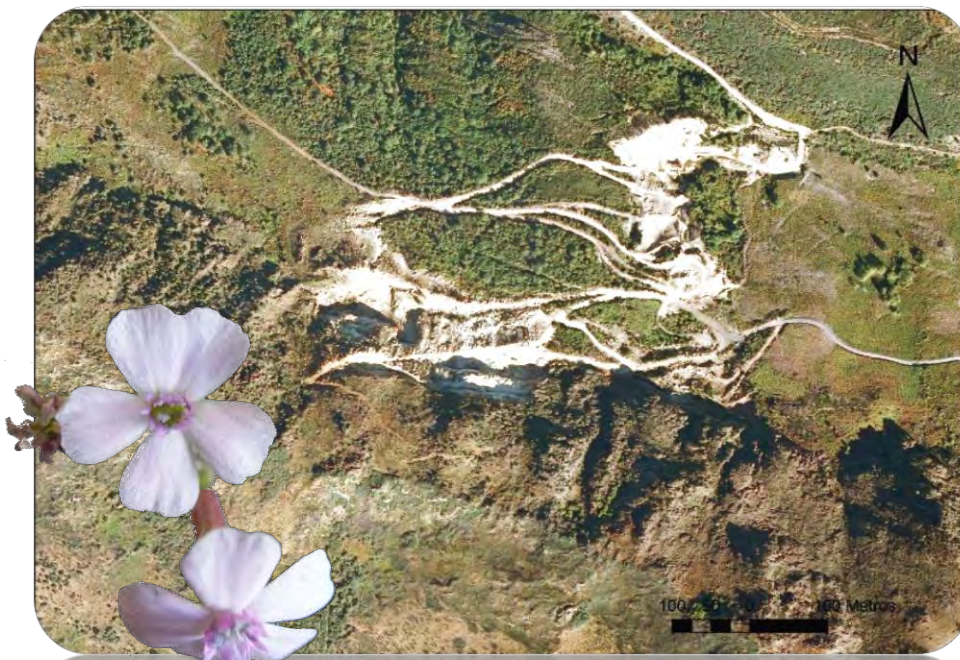
“Una vez que una especie se extingue ninguna ley puede hacerla regresar:  
Se ha marchado para siempre”.  
Allen M. Solomon, ecólogo.

En un contexto en el que la extinción de especies y la rápida degradación del medio ambiente se han convertido en un grave problema, debido principalmente a la acción del ser humano y al impacto de sus actividades en la naturaleza, la conservación de la biodiversidad biológica es uno de los mayores retos a los que se enfrenta la humanidad (Negri, 2005). La transformación de forma sistemática de los hábitats naturales está ligada al desarrollo de las actividades humanas; por ello, aunque el concepto de conservación es relativamente reciente, la preocupación por preservar los recursos naturales ha estado ligada desde siempre a las civilizaciones más primitivas.

Los ecosistemas naturales y sus componentes son las únicas fuentes de recursos que abastecen al ser humano. La sobreexplotación y el rápido ritmo de degradación al que se ven sometidos provocan la pérdida del equilibrio necesario para garantizar su funcionamiento natural que, además, se encuentra relacionado con los ciclos biogeoquímicos asociados a los sistemas terrestres (Gitay *et al.*, 2002). Garantizar la conservación, la evolución y el equilibrio de dichos ecosistemas naturales con todos sus componentes y características (Fleishman *et al.*, 2006) debe ser una prioridad trascendental para toda la sociedad en general, ya que el bienestar humano está unido a ello (Rozzi, 2001).

Cuanto más cercanas a la naturaleza se encuentran las diferentes culturas y civilizaciones, más claro tienen su papel como parte del ecosistema y más respetan el equilibrio necesario para que éste perdure en el tiempo y, por tanto, continúe abasteciéndolas de recursos. La pérdida que la sociedad actual ha sufrido sobre la percepción de pertenecer a un ecosistema dinámico y depender de él es, en gran parte, el origen del problema. El ser humano cosmopolita no puede asimilar la pérdida de especies o hábitats, ya que es incapaz de reconocerla. Un ejemplo muy llamativo lo encontramos en 1963, cuando el célebre Ernst Mayr -uno de los grandes ornitólogos y biólogos evolutivos del siglo XX- en uno de sus viajes destinados a estudiar las especies de aves en Nueva Guinea, contacta con los habitantes de las tribus que habitan las montañas Arfak. Los integrantes de estos pueblos indígenas eran capaces de diferenciar prácticamente todas las especies de aves catalogadas en el área de estudio, especies que Mayr había clasificado mediante criterios científicos modernos. Este suceso, todavía hoy cobra protagonismo cuando es narrado en la obra “Introducción a la Conservación de las Especies” (Tellería, 2012), con el fin de ilustrar esa capacidad natural que posee el ser humano para reconocer la naturaleza que le rodea. Este ejemplo debería servir para reconsiderar la pérdida generacional acelerada de esa capacidad. La sociedad moderna debe identificar su papel como pieza clave del medio en el que se desenvuelve, así como el que juegan esas otras civilizaciones mejor adaptadas, capaces de perdurar en el tiempo sin agotar los recursos que poseen, incluso antes de conocerlos. Éste es un debate que, sin ser nuevo, tampoco ha perdido actualidad. Ya a finales del siglo XX, Aldo Leopold uno de los padres de la denominada “ética ambiental” se refiere a esta idea en los siguientes términos: *“Por primera vez en la historia de la especie humana, dos cambios son ahora inminentes. Uno es el agotamiento de la naturaleza virgen en las partes del globo más habitables. El otro es la hibridación mundial de culturas a causa del transporte moderno y la industrialización. Ninguno de estos cambios puede impedirse, ni se debería quizás; pero surge la cuestión de si, mediante algunas leves mejoras en los cambios inminentes, pueden protegerse ciertos valores que, de otro modo, se perderían”* (Leopold, 1989).

Son necesarias acciones que conserven, además de los hábitats o las especies, los valores y usos tradicionales de cada región compatibles con la preservación del medio natural, para evitar que los conocimientos asociados a ellos se pierdan y garantizar realmente un desarrollo sostenible. Por eso, es necesario un acercamiento y un entendimiento entre la sociedad y la ciencia y, desde una perspectiva conjunta, solventar los problemas producidos por una sobreexplotación de los recursos y una contaminación y deterioro del medio que, a día de hoy en nuestra sociedad, sabemos imparable (Rozzi *et al.*, 2001). Todo ello debería desarrollarse bajo el marco de una estrategia global que garantice la conservación de la biodiversidad a nivel mundial, como así marca la tendencia de actuación, mediante la aparición de organismos que, como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) o el desarrollo de iniciativas como la “Estrategia Mundial para la Conservación de la Naturaleza” pretenden sentar las bases para una actuación internacional. Sin embargo, la conservación de los organismos ha de pasar primero por el reconocimiento y las consideraciones a nivel local y regional y después, nacional e internacional. En este sentido, es necesario ampliar el conocimiento de las especies amenazadas y evaluar la confrontación de su existencia con el uso moderno del territorio, así como las tendencias que van a tomar en el marco en el que se desarrollan.



Cantera de Paradela de Mucos, cuya explotación divide en dos la mayor de las subpoblaciones conocidas del endemismo *Petrocoptis viscosa*

## Biología de la Conservación

“Quizás los historiadores del futuro se sorprendan ante nuestro distorsionado sentido de la proporción. ¿Cómo pudieron seres inteligentes tratar de dominar a unas cuantas especies indeseadas por un método que contaminó todo el ambiente y acarrió la amenaza de enfermedad y muerte incluso para su propia especie?”

Rachel Carson “*Silent Spring*”

La Biología de la Conservación es una disciplina contemporánea que nace a mediados del siglo XX, como respuesta a una crisis ligada a la pérdida de la biodiversidad (Soulé, 1985; Tellería, 1999) que no solo perdura hasta la actualidad sino que ha empeorado, sobre todo en aquellos países donde los regímenes políticos son frágiles o corruptos y el comercio actual de recursos naturales se ha convertido para algunos poderes políticos en un negocio más rentable que su conservación (Rozzi, 2001; Gómez, 2005).

De la necesidad de frenar dicha crisis, comienzan a surgir movimientos conservacionistas que se materializan en acciones concretas, como el establecimiento del Parque Nacional de Yellowstone en Estados Unidos en 1872. Es en 1948 cuando una conferencia de índole internacional culmina con la fundación de la IUCN, como reflejo de una sociedad en la que comienza a calar la necesidad de conservar los recursos naturales y de establecer criterios conservacionistas. En 1962, Rachel Carson publica su obra “*Silent Spring*” -Primavera silenciosa- (Carson, 1962) referencia obligada de la literatura ambiental y considerada una de las obras de divulgación científica más influyentes en la sociedad moderna. Fue la primera obra que evidenció el impacto ambiental que causan los “biocidas”, como ella misma los denomina, en el medio ambiente. Denunció públicamente las consecuencias de su uso indiscriminado y se convirtió en un símbolo de la recién adquirida conciencia ambiental, llegando incluso a reflejarse su influencia en las leyes de protección de la naturaleza de Estados Unidos.



Portada de “*Silent Spring*” de Rachel Carson

En 1963 se publica la primera Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN (IUCN, 1963). Más adelante, la década de los setenta resulta muy productiva para el establecimiento de esta disciplina en la sociedad, ratificándose primero el Convenio Ramsar -Convención sobre los Humedales de Importancia Internacional- (RAMSAR, 1971), el convenio internacional que regula el comercio de especies amenazadas y flora y fauna silvestres (CITES, 1973) y el Tratado de Berna -convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y los hábitats de Europa- (Anónimo, 1979). Sin embargo, no es hasta los años ochenta cuando la preocupación por el medio ambiente lleva a plantearse a la sociedad la necesidad de desarrollar una “Estrategia Mundial para la Conservación de la Naturaleza” y, por primera vez, se habla de “desarrollo sostenible”. En el año 1992 se celebra el Convenio sobre la Diversidad Biológica, firmado en la Conferencia de Naciones Unidas de Medio Ambiente y Desarrollo celebrada en Río de Janeiro, donde se planteó una estrategia de conservación de la biodiversidad en su conjunto. Se define entonces el concepto de biodiversidad como “*La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas*”. El término, redefinido por Gitay *et al.* (2002) considera tres niveles: genes, especies y comunidades o ecosistemas. En cada caso concreto debemos plantearnos las causas que producen la extinción, desarrollar técnicas y estudios cuyo objetivo sea conocer el estado de conservación real de las especies y su acervo genético y establecer planes de gestión que garanticen la conservación de aquellos táxones más amenazados. En este contexto nace la Biología de la Conservación, ciencia multidisciplinar cuyo principal objetivo es conocer y definir las pautas que permitan mantener el mayor grado de diversidad biológica posible (Frankel *et al.*, 1995) y dar respuesta a las altas tasas de extinción.

La Biología de la Conservación integra disciplinas científicas de diversa índole. Algunas de ellas se incluyen en las denominadas ciencias básicas, las cuales resultan ser la base del conocimiento a pesar del poco reconocimiento que se les otorga hoy en día (Pérez-Tamayo, 2001) y que, como la Botánica, la Zoología o la Geología nutren diversas ciencias aplicadas entre las que podemos incluir la Ecología o la Biogeografía. Otras de las disciplinas científicas que se integran en la Biología de la Conservación y que cobran especial importancia por sus aplicaciones en ella, son la Taxonomía y la Genética. Todas

estas disciplinas, se complementan y se apoyan unas en otras para llegar a cumplir un objetivo común: frenar la pérdida de diversidad biológica.

De manera general, los esfuerzos de conservación se han dirigido a la gestión y al mantenimiento de los diferentes ecosistemas, considerándose para algunos una opción óptima frente a preservar las especies de forma individual (Noss, 1996). Existen alternativas que aúnan ambos enfoques, considerándose ésta la opción más eficiente (Heywood & Iriondo, 2003; Jiménez-Alfaro, 2008).

Este estudio se fundamenta en el papel imprescindible de las plantas en el ecosistema, razón por la que deben de tener una alta prioridad de conservación (Ellstrand & Elam, 1993). Los objetivos sobre los que se desarrollan la mayor parte de las actuaciones en las plantas recaen en las poblaciones, ya que garantizar su supervivencia en el tiempo, además garantiza la protección de las especies y su estructura genética, así como de los procesos biológicos en los que se encuentran implicadas. El estudio de poblaciones amenazadas pretende conocer tanto los factores bióticos como los abióticos que les afectan y determinar así su tasa de crecimiento (Gibson, 2002) en caso de ser negativa, deberá definir, tanto las etapas vitales que resulten críticas para su viabilidad, como la población mínima viable (Menges, 1992, 2000). Estos estudios son la base para evaluar el estatus o categoría de amenaza de las especies, un primer paso clave para la priorización de las acciones de conservación (Rodrigues *et al.*, 2006; Mace *et al.*, 2008).

Por otro lado, para frenar la crisis de biodiversidad a la que nos enfrentamos son necesarias respuestas coordinadas a escala global aunque las acciones deben ser planificadas y ejecutadas a escala local (Benito, 2009). Por tanto, corresponde primero a las administraciones municipales y regionales y después a las nacionales, reconocer su responsabilidad y establecer las bases de la conservación. Estas entidades deben participar en los planes necesarios para garantizar la permanencia en el tiempo de aquellos táxones o ecosistemas que se encuentren dentro de sus límites territoriales. Muchas veces, la falta de información sobre los organismos a proteger viene determinada por la disponibilidad de recursos, por lo que la eficiencia a la hora de establecer criterios o prioridades presenta un sesgo debido a la intuición, el carisma de las especies o los recursos y valores de los que puedan abastecer a la sociedad, así como de los intereses de los diferentes agentes implicados. Es indispensable, por tanto, que la ciencia proporcione información rigurosa para que los gestores y administradores decidan qué se debe conservar y cómo debe

realizarse (Lawton, 1997; García, 2002), porque la incomunicación entre ellos frecuentemente resta eficacia a los recursos adscritos a la gestión conservacionista (Tellería, 2012).

## **Herramientas informáticas aplicadas a la conservación de especies**

En la actualidad, el uso de la tecnología y la informática y el rápido desarrollo que ambas están experimentando, impulsa la aplicación de herramientas de diversa índole en los estudios de conservación, lo que facilita el entendimiento de las relaciones entre los factores principales y la implementación de soluciones (Benito, 2009). Estos avances tecnológicos se han convertido en indispensables para la comunidad científica y, más concretamente, para estudios de biología, ecología y otras ciencias afines, dada la posibilidad de tomar, almacenar, procesar, analizar, interpretar y mejorar el acceso a un gran volumen de datos digitales (Soberón & Peterson, 2004; Liras *et al.*, 2008; Benito, 2009). La gama de aplicabilidad de las nuevas tecnologías se ha ampliado tanto que ya se ha acuñado el término “*Digital conservation*” para referirse al papel que la revolución tecnológica puede desarrollar en la conservación de la naturaleza (Van der Wal & Arts, 2015).

Términos como *Biodiversity Informatics*, *Ecoinformatics* o *Environmental Informatics* incluyen el uso de tecnologías de la información orientadas al estudio de la Biología, la Ecología o la gestión del medio ambiente (Liras *et al.*, 2008; Benito, 2009; Michener & Jones, 2012) o en lo que respecta a la forma de vida de los organismos, en particular al rango taxonómico de especie (Soberón & Peterson, 2004).

Algunas de las herramientas más utilizadas que podemos destacar son los Sistemas de Información Geográfica (SIG) o la teledetección, así como una numerosa gama de programas informáticos especializados como los softwares de estadística, de modelización de nichos ecológicos, de catalogación de especies amenazadas, de análisis filogenéticos o de tratamiento de imágenes, entre otros. Estas herramientas, cada vez más eficientes tienen múltiples aplicaciones en la gestión y el estudio de los organismos o sistemas y nos permiten considerar la incertidumbre bajo un escenario dinámico.

Algunas aplicaciones de los SIG en el estudio de la naturaleza y en Biología de la Conservación son: el establecimiento de planes de conservación (Smith *et al.*, 1997); la gestión de los recursos del territorio (Castro *et al.*, 2004; Linares *et al.*, 2004; López *et al.*, 2004); estudios de carácter evolutivo (Kozak *et al.*, 2008), estudios aplicados a táxones amenazados (Brito *et al.*, 1999; 2009; Bourg *et al.*, 2005; Benito & Peñas, 2007; Marco *et al.*, 2008), orientados a la búsqueda de nuevas poblaciones de especies raras (Sperduto & Congalton, 1996; Poon & Margules, 2004; Bourg *et al.*, 2005; Guisan *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2009; Fois *et al.*, 2015), la predicción del hábitat de especies endémicas (Moreno *et al.*, 2011), la priorización de áreas para la reintroducción de especies (Martínez-Meyer *et al.*, 2006; Adhikari *et al.*, 2012), trabajos relacionados con biogeografía (Lobo *et al.*, 2001; Anderson *et al.*, 2002; Luoto *et al.*, 2006) o estudios orientados a la predicción de situaciones futuras bajo diversos escenarios de cambio climático (Fitzpatrick *et al.*, 2008; Kumar, 2012; Désamoré *et al.*, 2012).

Por otro lado, el desarrollo de programas informáticos cada vez más específicos y mejor preparados, ha permitido tratar los datos y diseñar métodos desde una perspectiva más analítica. Por ejemplo, con el software Ramas Red List Professional (Akçakaya & Ferson, 2007) es posible determinar, de una forma sistemática, la correcta clasificación de los táxones de acuerdo con los criterios IUCN (2001). Dicho estamento incluye este programa como una de las herramientas disponibles para preparar y enviar las evaluaciones a la Lista Roja (IUCN, 2012a), por lo que ha sido utilizado en la evaluación de diferentes especies amenazadas y grupos taxonómicos [las tortugas de Hermann en Rumanía (Rozyłowicz & Dobre, 2010), el caribú de montaña en British Columbia (Canadá) (Hatter *et al.*, 2004) o algunos táxones de flora amenazada, como *Eryngium huteri* Porta, *Pulsatilla alpina* (L.) Delarbre y *Saxifraga longifolia* Lapeyr en Andalucía (Navarro *et al.*, 2003)].

## Área de estudio

Castilla y León alberga una gran diversidad de ambientes y factores orográficos que se enriquecen notablemente por la coexistencia en el área de estudio de dos macrobioclimas diferentes: el macrobioclima mediterráneo y el macrobioclima templado (Rivas-Martínez, 2007). El hecho de constituir el límite natural entre dos regiones



bioclimáticas hace que se establezcan numerosas especies representativas de ambas, lo que se refleja en un enorme y diverso patrimonio natural, muy rico en flora rara o amenazada (Llamas *et al.*, 2007, 2009a; Jiménez-Alfaro, 2008). Además, el retraso industrial que sufrió la zona respecto a otras áreas del país y el mantenimiento de buena parte de los usos tradicionales hasta hace tan solo unas décadas (García & Lázaro, 2009), ha permitido la subsistencia de zonas muy despobladas en las que los bosques naturales se mantuvieron manejados, pero con un alto grado de naturalidad. Como consecuencia de esto, existen formaciones naturales que van desde dehesas de encinas en la zona mediterránea, a robledales, abedulares o hayedos en la parte templada, sobreviviendo en gran medida a la tendencia generalizada que existía en España de tapizar el territorio con plantaciones monoespecíficas de pinos. Este hecho ha sido clave para la existencia en la actualidad de bosques y enclaves tan emblemáticos como el pinar de Lillo (Cofiñal), el sabinar de Crémenes, el sabinar de Arlanza, los pinares de pino negro en la Sierra de la Demanda, el almezal de Mieza o las tejedas de Tosande, Monteviejo o Brañarronda. Dichos espacios resultan de especial importancia, tanto por la flora que albergan, como por ser el hábitat natural de diversas especies de fauna tan emblemáticas como el urogallo cantábrico, el oso o el lobo.

Debido a la heterogeneidad del relieve y la diversidad de ambientes que se desarrollan en Castilla y León, existen zonas muy características en las que se establecen un alto número de especies endémicas, raras o amenazadas, como ocurre en la Sierra de Gredos (Sánchez-Mata, 1989; Sardinero, 2004), en los yesos de la cubeta del Duero (Loidi, 2011a), en las calizas de los Montes Aquilianos (Nieto Feliner, 1985; Alfaro-Saiz *et al.*, 2010a) o en algunas zonas de la cordillera Cantábrica, como el Valle de Lechada (Alonso-Redondo, 2003).

Castilla y León es un área de estudio idónea para llevar a cabo estudios de índole conservacionista ya que es la región más grande de Europa, tiene un elevado número de especies amenazadas y destina escasos recursos económicos a estudios detallados de conservación.

Se localiza en la parte norte de la meseta castellana y se corresponde, mayoritariamente con la parte española de la cuenca hidrográfica del Duero. Con una

superficie de 94.183 km<sup>2</sup> es la más extensa de España y de la Unión Europea. Representa el 18,6% del territorio nacional y supera incluso la superficie de algunos estados, como Austria o Bélgica. Está compuesta por nueve provincias: Ávila, Burgos, León, Palencia, Salamanca, Segovia, Soria, Valladolid y Zamora.

A continuación, desde el punto de vista biogeográfico, siguiendo la propuesta de Rivas-Martínez (2007), se listan las unidades biogeográficas presentes en el área de estudio:

Reino Holártico

Región Eurosiberiana

Provincia Atlántica Europea

Subprovincia Orocantábrica

Sector Laciano-Ancarense

Sector Picoeuropeo-Ubiñense

Sector Altocampurriano-Carrionés

Subprovincia Cantabroatlántica

Sector Cántabro-Vascónico

Región Mediterránea

Provincia Mediterránea Ibérica Central

Subprovincia Oroibérica

Sector Castellano Cantábrico

Sector Riojano-Estellés

Sector Ibérico Serrano

Subprovincia Castellana

Sector Castellano Duriense

Sector Celtibérico-Alcarreño

Provincia Mediterránea Ibérica Occidental

Subprovincia Carpetana-Leonesa

Sector Planileonés

Sector Berciano-Sanabriense

Sector Lusitano Duriense

Sector Salmantino

Sector Guadarrámico

Sector Bejarano-Gredense

Subprovincia Luso-Extremadurese

Sector Toledano-Tagano

**a. Antecedentes botánicos en el área de estudio**

Son numerosos los estudios, trabajos y tesis doctorales que han abordado la flora y vegetación de las diferentes comarcas o parajes incluidos en los límites de la comunidad autónoma que nos ocupa. Dicha documentación aporta información muy elaborada, exhaustiva y fiable, la cual se convierte en una importante base de datos sobre especies y comunidades vegetales que nos ha permitido conocer y valorar la alta diversidad presente

en el territorio. Además, estos trabajos recogen análisis y consideraciones de gran utilidad a la hora de determinar qué táxones habitan un territorio, conducir la búsqueda de nuevas poblaciones, conocer su estado de conservación, valorar y determinar la sensibilidad de las áreas protegidas, etc. Algunos ejemplos de dichos estudios son: Losa & Montserrat, 1952; Losa, 1957; Rivas-Martínez, 1963; Penas, 1980; Hernández, 1983; Romero, 1983; Llamas, 1984; Nieto Feliner, 1985; Ortiz, 1986; López Pacheco, 1988; Pérez-Morales, 1988; Puente, 1988; Fernández Areces, 1989; Herrero, 1986, 1989; Sánchez-Mata, 1989; Galán Cela, 1990; García-González, 1990; Silva Pando, 1990; García-Mijangos, 1997; Alonso-Redondo *et al.*, 1998, 2006; Lence, 2001; Alonso-Redondo, 2003; Sardinero, 2004; Paz Canuria, 2006; Alfaro-Saiz, 2010; Egido, 2012.

### **b. Normativa y antecedentes de conservación**

La alta diversidad de hábitats y especies del área de estudio, evidenciada en la numerosa literatura relacionada, se ha reflejado en actuaciones legales de índole conservacionista. Dichas actuaciones se apoyan en los listados de flora protegida, que evolucionan a medida que lo hacen el reglamento y el conocimiento sobre la materia.

En este sentido, la normativa reguladora europea referente a la conservación de la naturaleza comienza a desarrollarse tras la aparición de la Directiva 79/409/CEE (DOCE, 1979), relativa a la conservación de las aves silvestres. Por primera vez dicha Directiva considera la necesidad de establecer una responsabilidad común de los estados miembros, dado el carácter migratorio de muchas de las especies de avifauna. Posteriormente, a nivel nacional, se desarrolla la Ley 4/1989, de 27 de marzo de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (BOE, 1989), en la que se establecen las bases para la gestión del territorio y los recursos naturales y que se desarrolla meses después, mediante la emisión del Real Decreto 439/1990 de 30 de marzo por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (BOE, 1990). Este catálogo incluye las especies, subespecies o poblaciones cuya protección efectiva exige medidas específicas por parte de las administraciones públicas. De nuevo a nivel europeo, la Directiva 92/43/CEE (DOCE, 1992) más conocida como Directiva Hábitats, se desarrolla con el objetivo de garantizar la preservación de la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres en el territorio europeo e implica la designación de Zonas de Especial Conservación (ZECs) que configuran la “Red Natura 2000”. A nivel nacional, se dictan el Real Decreto 1997/1995 de 7 de diciembre (BOE,

1995) que transpone dicha Directiva y el Real Decreto 1193/1998 de 12 de junio (BOE, 1998) el cual modifica el anterior. Posteriormente, la Ley 42/2007 de 13 de diciembre del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE, 2007) establece el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad española, como parte del deber de conservar y del objetivo de garantizar los derechos de las personas a un medio ambiente adecuado para su bienestar, salud y desarrollo. Esta última Ley va a resultar el elemento inspirador del dictamen del Real Decreto 139/2011 de 4 de febrero para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2011) que adapta el anterior Catálogo Nacional (regulado por el Real Decreto 439/1990 (BOE, 1990) y derogado por el actual), el cual establecía que la inclusión de un taxon en el listado conlleve la necesidad de realizar periódicamente una evaluación de su estado de conservación. La modificación más actual del Catálogo Nacional se ha producido tras la publicación reciente de la Orden AAA/1771/2015 de 31 de agosto (BOE, 2015), por la que se modifica el anexo del Real Decreto 139/2011 para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Español de Especies Amenazadas, con el objeto de incluir, excluir, o cambiar de situación determinadas especies.

A nivel regional, la legislación ya mencionada se va a ver reflejada en diferentes normativas autonómicas. Respecto a la protección de la flora, las primeras normativas autonómicas son el Decreto 341/1991 de 28 de noviembre (BOCYL, 1991), por el que se establece el régimen de protección del acebo (*Ilex aquifolium* L.) y el Decreto 63/2003 de 22 de mayo (BOCYL, 2003), por el que se regula el “Catálogo de especímenes vegetales de singular relevancia de Castilla y León” y se establece su régimen de protección (catálogo que se ampliará tras la publicación de la Orden MAM/1156/2006, de 6 de junio (BOCYL, 2006). Posteriormente, el Decreto 63/2007 de 14 de junio por el que se crean el “Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León” y la figura de protección denominada “Microrreserva de Flora” (BOCYL, 2007), figura complementaria a otros catálogos de más extenso ámbito y que puede resultar clave para la conservación de las especies de flora silvestre raras o amenazadas de la región. Además existen varios listados de flora amenazada incluidos en los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) que se han desarrollado para algunos espacios protegidos.

Como respuesta a dicha normativa, la Junta de Castilla y León financia proyectos de investigación en los que participan las universidades de León, Salamanca y Castilla-La Mancha, lo que conlleva, entre otros, la realización de una cartografía de hábitats detallada en los espacios integrados en la “Red Natura 2000”, así como trabajos de recopilación bibliográfica, con formato de fichas, que recogen un alto número de especies protegidas a nivel regional y trabajos vinculados con diferentes propuestas de Microrreservas de Flora; de esta manera, se incluye al colectivo científico en la toma de decisiones necesaria para cumplir la normativa. Sin embargo, en la actualidad, ninguna de las Microrreservas ha sido declarada oficialmente por el organismo competente, por lo que son propuestas que aún no tienen validez legal.

Por otro lado, una de las direcciones más habituales hacia las que se ha dirigido la investigación relativa a la conservación de las especies vegetales en el ámbito de Castilla y León, viene de la mano de la elaboración de diferentes listados de flora vascular amenazada o los denominados “Libros Rojos”. Estos documentos, sin embargo, no tienen validez legal y no son vinculantes, aunque en la práctica resulten ser el fundamento de las normativas (Castro, 2004). De manera discreta, aparece alguna relación de flora rara (Rivas-Goday, 1959), aunque no fue hasta el año 1984 cuando se publicó la primera lista de especies endémicas, raras o amenazadas realizada a nivel nacional (Barreno *et al.*, 1984). En su elaboración participaron una veintena de científicos, entre los que se encontraban algunos de los botánicos más relevantes del momento. En 1987 se publica el primer Libro Rojo de especies vegetales amenazadas de España e Islas Baleares (Gómez Campo, 1987). Posteriormente, se editan una serie de Listas Rojas, siendo la primera de ellas la Lista Roja 2000 (Domínguez, 2000), la cual fue anterior a la revisión de las categorías de amenaza propuestas por la IUCN (2001). Tras ella se desarrollan la Lista Roja 2008 y la Lista Roja 2010 (Moreno, 2008, 2010), documentos ambos avalados por numerosos autores y colaboradores procedentes de distintas universidades, centros de investigación y comunidades autónomas.

Se desarrollan, además, trabajos que tratan de exponer la situación de determinadas especies a nivel regional, como son los listados de flora amenazada de las provincias de Palencia y León (Llamas *et al.*, 2003a, 2003b) o el de flora cantábrica de interés en Castilla y León (Llamas *et al.*, 2007). Algunas de estas especies han servido como base para este estudio.

La preocupación por gestionar adecuadamente los recursos, impulsa al establecimiento de criterios e índices que van a permitir evaluar numéricamente cuáles son los táxones prioritarios para su conservación en un territorio determinado, mediante listados jerarquizados. Concretamente, en el marco de la cordillera Cantábrica, se aplica el *Índice Ponderado de Prioridad -IPP-* (Jiménez-Alfaro, 2008) basado en criterios de amenaza, protección, endemidad y rareza. Para el territorio de Castilla y León se propone el *PriCon*, desarrollado por Llamas *et al.* (2009a), que establece la prioridad de conservación mediante los criterios utilizados en el índice anterior, a los que se añade un parámetro de “responsabilidad”, que va a hacer referencia a la obligación de conservar un taxon de acuerdo con su importancia o exclusividad a nivel territorial.

Además de los listados e índices, están los trabajos relacionados con la conservación de táxones específicos. Estos estudios permiten ampliar el conocimiento y desarrollar experiencias que pueden ser significativas para evaluar el estado de conservación en un territorio (Castro, 2004; Miranda, 2007), ampliar el conocimiento sobre la distribución de determinadas especies (Egido *et al.*, 2012a,b) o se centran en táxones raros o emblemáticos, como *Pseudomisopates rivas-martinezii* (Sánchez Mata) Güemes y *Erysimum penyalareense* (Pau) Polatschek, en la cordillera Carpetana (Amat de León, 2013) o *Eriophorum vaginatum* L., *Gentiana acaulis* L. y *Gentiana boryi* Boiss. en el Macizo de Castrovalnera (Alejandre *et al.*, 2013).

## Objetivos

Como objetivo principal, este trabajo pretende profundizar en el conocimiento y la conservación de la flora vascular amenazada de Castilla y León, mediante la adaptación y aplicación de una serie de técnicas y herramientas de análisis.

Las principales líneas de trabajo y objetivos generales son los siguientes:

- Actualizar y ampliar la información y el conocimiento existente sobre diferentes táxones incluidos en el Catálogo de Flora Amenazada de Castilla y León.
- Adaptar, aplicar y combinar técnicas y herramientas de índole analógica y digital al estudio y conservación de los táxones objeto de estudio.
- Diseñar una metodología objetiva, fácilmente repetible y que admita comparaciones y actualizaciones.
- Optimizar la metodología para reducir los recursos materiales y humanos necesarios en su aplicación.

Además, podemos identificar una serie de objetivos específicos desarrollados en los capítulos que integran esta memoria:

- Determinar la categoría de amenaza IUCN mediante métodos objetivos.
- Relacionar la categoría de amenaza con el estatus de protección legal asignado por la administración.
- Calcular y analizar parámetros demográficos.
- Generar Modelos de Distribución de Especies (SDM) que determinen el hábitat potencial actual y/o futuro
- Jerarquizar la búsqueda de nuevas localidades mediante el uso de SDM.





# Capítulo 2

Capítulo 2

## Material y Métodos



Fotografía de la portada del Capítulo 2:

<https://museomendoza.wordpress.com/tag/pico-curavacas/>

Dibujo de *Primula pedemontana* (Coste. & Flahault, 1903).

<http://coste.flora-electronica.com/menus/070-Primulacees/Primula%20pedemontana%201.html>

## CAPÍTULO 2

### Material y métodos

#### I. Especies objeto de estudio

Se han estudiado un total de 12 especies presentes en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), ocho de ellas recogidas bajo la categoría “*De atención preferente*”, tres bajo la categoría “*Vulnerable*” (\*) y una de ellas bajo la categoría “*En peligro de extinción*” (\*\*):

- a) *Astragalus turolensis* Pau
- b) *Draba hispanica* Boiss. subsp. *lebrunii* P. Monts.\*
- c) *Echium cantabricum* (Láinz) Fdz.-Casas & Láinz\*\*
- d) *Ephedra distachya* L. subsp. *distachya*
- e) *Fritillaria legionensis* Llamas & J. Andrés
- f) *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* Valdés
- g) *Lathraea squamaria* L.
- h) *Moricandia moricandioides* (Boiss.) Heywood subsp. *moricandioides*
- i) *Nepeta hispanica* Boiss. & Reut.
- j) *Petrocoptis viscosa* Rothm.\*
- k) *Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin\*
- l) *Sideritis borgiae* J. Andrés

Para la identificación de las especies implicadas en este estudio se han utilizado como floras básicas, Flora iberica (Castroviejo, 1986-2015, 2002) y Flora Europaea (Tutin *et al.*, 1968-1980; 1993). Además, se han utilizado las claves ilustradas de la Flora del País Vasco y territorios limítrofes (Aizpuru *et al.*, 1999). En el caso del género *Petrocoptis* se ha seguido la propuesta de Cires & Fernández Prieto (2015).

Durante el desarrollo del trabajo, se han consultado los siguientes herbarios institucionales: FCO (Universidad de Oviedo), GDA (Universidad de Granada), LEB (Universidad de León), MA (Real Jardín Botánico), MAF (Universidad Complutense), MGC (Universidad de Málaga), SALA (Universidad de Salamanca) y, por último, el herbario personal de Sánchez Pedraja.

A continuación se añade una breve descripción de los táxones estudiados y diversos apuntes sobre su distribución, estatus de conservación, nivel de protección legal, si lo hubiese, datos sobre el hábitat, así como otra información de interés:

### **a) *Astragalus turolensis* Pau**

Endemismo ibero-norteafricano perteneciente a la familia *Fabaceae*. Posee un biotipo de hemicriptófito y se caracteriza por encontrarse cubierto de un denso tomento de pelos patentes y blanquecinos (Podlech, 1999). Esta especie ha sido incluida en la categoría “*De atención preferente*” en la comunidad autónoma de Castilla y León (BOCYL, 2007).

En Marruecos se ha herborizado en el Atlas Medio, en Col de Taghzef (Font Quer, 1928) y en la Península Ibérica se extiende por el este y centro-norte de España (Podlech, 1999): Navarra, Aragón, Cataluña, Comunidad Valenciana, Castilla-La Mancha y Castilla y León (Paz Canuria *et al.*, 2010a).

En Castilla y León se distribuye en las provincias de Burgos, Palencia, Soria y Valladolid. Las primeras reseñas corresponden a Palencia, donde Laínz (1951) la cita en dos lugares del término municipal de Carrión de los Condes (Cuesta de la Mora y Frómista). Posteriormente, se ha herborizado en Lomas, a 5 Km de las localidades anteriores (Leroy & Laínz, 1954) y en Magaz (Laínz, 1968). También se ha colectado en Villalobón, Monzón de Campos y Valbuena de Pisuerga (Aedo *et al.*, 2000). A estas reseñas hay que sumarles las prospecciones realizadas por Gavilán Iglesias en el marco del proyecto de “Cartografía detallada de hábitats” (VV.AA., 2002-2010) en Villalaco, Villamediana, Reinoso de Cerrato y Castrillo de Don Juan. De la localidad de Villalaco existe también un pliego de herbario del año 2007, depositado por Gavilán, González Canalejo & Rico en el herbario de la Universidad de Salamanca (SALA 120851). Además de las reseñas anteriores, Alonso & Paz, herborizan esta especie en el Valle de Cerrato,

también durante el año 2007 (LEB 92400). En la provincia de Valladolid se ha colectado en Quintanilla de Trigueros (Aedo *et al.*, 2002), en los Montes Torozos, Villalba de los Alcores (Lázaro Bello, 2006) y en Cigales (Lázaro Bello, 2009a). En la provincia de Burgos Alejandro *et al.* (2004) la citan en Tórtoles de Esgueva, entre Fuendemella de Arriba y Fuente de La Mora. En la provincia de Soria Alejandro *et al.* (2005) confirman su presencia en Losana (Retortillo de Soria) y La Hoz de Arriba (Montejo de Tiermes).

En relación al hábitat, *Astragalus turolensis* se desarrolla en pastizales y matorrales de vegetación esteparia, en sustratos calcáreos, yesosos, silíceos o gravas fluviales, entre 200-1800 m (Podlech, 1999). Se cita en un bosque mixto de encina y quejigo y en claros de encinar en una paramera calcárea y no es raro localizarlo en suelos degradados o pisoteados (Lázaro Bello, 2006, 2009a). En Burgos se ha herborizado a 900 m, en un carrascal majadeado sobre calizas (Alejandro *et al.*, 2004). En Soria, en la Sierra de la Pela, se ha recolectado en claros de pinar albar relicto, sobre una ladera pedregosa karstificada, entre pequeños pies de sabina albar (Alejandro *et al.*, 2005). Según Paz Canuria *et al.* (2010a) en Castilla y León esta planta encuentra su óptimo en comunidades de matorrales basófilos (salviares, espegares y aulagares), meso-supramediterráneos, castellanos, de la alianza *Sideritido incanae-Salvion lavandulifoliae* (Rivas Goday & Rivas Martínez 1969) Izco & A. Molina 1989 (asociación *Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae* Rivas Goday & Rivas-Martínez 1969), que constituyen una de las etapas de sustitución de los encinares y quejigares de los páramos. *A. turolensis* también se desarrolla en comunidades de matorrales gipsícolas termo-supramediterráneos semiárido-secos (estepas yesosas) de la alianza *Lepidion subulati* (Bellot 1952) Bellot & Rivas Goday 1956.

En cuanto a su rareza, Laínz (1951) señala que la planta no es abundante en los territorios del Carrión (Palencia). Posteriormente, Leroy & Laínz (1954) en una localidad cercana a la anterior, Lomas, indican que “parece más abundante” que en las anteriores. Alejandro *et al.* (2006) la califican como muy rara (RR) para la provincia de Burgos. (Llamas *et al.*, 2007) la señalan como rara (R) en el ámbito de la flora cantábrica. Lázaro Bello (2009a) considera que es escasa en la provincia de Valladolid y constata la existencia de poblaciones con mayor número de individuos en comunidades de encinares en buen estado de conservación. También se indica su presencia en medios degradados, donde se observan individuos aislados o poblaciones reducidas (Lázaro Bello, 2009b). Se

ha obtenido una prioridad de conservación media para el territorio de estudio (Llamas *et al.*, 2009a) y un Índice de Prioridad Ponderado (IPP) medio-bajo en el ámbito de la cordillera Cantábrica (Jiménez-Alfaro, 2008).

A nivel regional *Astragalus turolensis* se encuentra incluida en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León, en la categoría “*De atención preferente*” (BOCYL, 2007).

### **b) *Draba hispanica* Boiss. subsp. *lebrunii* P. Monts.**

Endemismo orófilo altocarrionés que se distribuye en zonas montañosas de las provincias de León y Palencia. Es una hierba perenne perteneciente a la familia *Brassicaceae*, cespitosa y pulviniforme, con biotipo de hemicriptófito rosulado.



*Draba hispanica* subsp. *lebrunii*

Desde el punto de vista taxonómico *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* fue descrita inicialmente con ese nombre por Montserrat (1977) y posteriormente elevada por Laínz (1988) al rango de especie (*D. lebrunii*). Rivas-Martínez *et al.* (1991) realizan un completo estudio taxonómico de *Draba* sección *Aizopsis* y reconocen el rango específico como el más adecuado. Sin embargo, Flora iberica vuelve a recuperar el nivel subespecífico para este taxon (Blanca, 1993).

Laínz (1988) señala el acantonamiento de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* en Peña Redonda, única población conocida hasta ese momento. Posteriormente, durante las prospecciones de campo llevadas a cabo en la Sierra del Brezo y la Comarca de la Peña (García-González, 1990) se descubren tres nuevas localidades: peña Cueto-Pico Fraile, Peña Mayor y el Alto de Miranda. Pasan 20 años hasta que en el año 2010 es descubierta una localidad en las inmediaciones de Peña Lampa, en territorio leonés (Carlón *et al.*,

2010) y dos más en el año 2012, de nuevo en la provincia de Palencia, una en la Peña Santa Lucía y la otra en el pico La Verdiana (Rodríguez & Oreca, 2012).

Respecto al hábitat, según lo señalado por García-González *et al.* (1992), se desarrolla en pastizales quionófilos de la clase *Koebresio myosuroides-Seslerietea caeruleae* Br.-Bl. 1948 nom. mut. propos. Rivas-Martínez, T.E: Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousa & Penas, en las comunidades *Drabo lebrunii-Armerietum cantabricae* M.E. García, A. Penas, L. Herrero & T.E. Díaz 1990 y *Festuco hystricis-Thymetum mastigophori drabetosum lebrunii* M.E. García, A. Penas, L. Herrero & T.E. Díaz 1990.

Debido a su restringida área de distribución Llamas *et al.* (2007) señalan esta planta como rara (R) en el ámbito de Castilla y León. Se encuentra entre las 10 especies prioritarias para su conservación en Castilla y León (Llamas *et al.*, 2009a) y en la cordillera Cantábrica (Jiménez-Alfaro, 2008).

En cuanto a la protección legal, se recoge a nivel regional bajo la categoría “*Vulnerable*” en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007). A nivel nacional, en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Española publicada en el año 2000 (Domínguez, 2000), se le asigna la categoría “*Vulnerable*”. Posteriormente, en la Lista Roja de la Flora Vasculosa Amenazada de España se le adjudica la categoría “*En Peligro*” (Moreno Saiz, 2008), basándose en los criterios IUCN de 2001 (IUCN, 2001) y con esa misma categoría se incluye en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España (Acedo *et al.*, 2010b), según criterios relacionados con su reducida Extensión de Presencia (EOO) y su restringida Área de Ocupación (AOO).

### c) *Echium cantabricum* (Lainz) Fdz.-Casas & Lainz

Hemicriptófito hermafrodita perteneciente a la familia *Boraginaceae*. Es una especie endémica de la cordillera Cantábrica, de la que se conocen varias localidades, todas ellas situadas en las provincias de Palencia y Cantabria (Ruiz de Gopegui *et al.*, 2011; Valdés, 2012).

El taxon es descrito originalmente por Lainz (1976), que lo subordina como subespecie de *Echium italicum* L. subsp. *cantabricum* Lainz. Sin embargo, a partir de los



*Echium cantabricum*

estudios llevados a cabo por Fernández Casas (1979) se le atribuye el rango de especie, basándose en un elevado nivel de ploidía; *E. cantabricum* es un taxon decaploide con un número cromosómico  $2n = 80$ , lo que desde el punto de vista cariológico lo separa notablemente de los otros táxones con los que se relaciona, que presentan  $2n = 16$  (Luque, 1984), hecho que parece estar implicado en el mayor tamaño de sus órganos vegetativos y florales, respecto a otras especies del género (Valdés, 2007).

Fue colectada por primera vez por Gandoger (1898) en Peña Labra, bajo el nombre de *Echium pyrenaicum* L. Posteriormente, este mismo autor la cita en el mismo lugar, pero bajo el nombre de *E. fontanesii* DC. (= *E. flavum* Desf.) (Gandoger, 1917). También fue herborizada por Losa (1957) en *prados de la vertiente cantábrica de Peña Labra, por encima de la venta de Piedrasluengas*, en este caso, como *Echium* sp. En el año 1992, Díez Riol, Díez García, Laínz, Moreno & Sánchez Pedraja, la recogen en Venta Cortés, de nuevo en el Puerto de Piedrasluengas, en un pastizal-piornal a 1300 m. y depositan el pliego en el Herbario Sánchez Pedraja (01216). Más tarde, en 2007, Ruiz de Gopegui, García Marcos, Zubelzu & Rodríguez, depositan en el herbario de Salamanca (SALA 134531) un ejemplar recolectado en un pasto de diente en Venta Orquero, también en el puerto de Piedrasluengas, a 1360 m; estos mismos autores depositan en el Herbario LEB el pliego de un espécimen recolectado en la Canal de Peñalba (LEB 93589), en el pico Valdecebollas, municipio de Brañosera. Aru *et al.* (2010b) señalan que en 2008 se encuentra *E. cantabricum* en la Sierra de Peña Labra, en esta ocasión en el Pico Las Agujas, sobre sustrato ácido a 1850 m. Estos autores apuntan que, aunque la toponimia donde se ha herborizado es diferente, todas las citas mencionadas corresponden a la misma localidad, con excepción de la de Brañosera y que las diferencias se limitan a las



variaciones toponímicas a lo largo del tiempo. En la provincia de Cantabria, todas las citas aluden a su presencia en las montañas campurrianas, Sierra de Peña Labra, Sierra del Cordel, Sierra de Híjar y Sierra de Peña Sagra (Moreno-Moral *et al.*, 2001, 2006). Posteriormente, Ruiz de Gopegui *et al.* (2011) realizan una búsqueda exhaustiva de este taxon, estableciendo la existencia de dieciséis localidades, en las que tras realizar un censo se obtuvo un total de 6.078 individuos en diez cuadrículas UTM de 1 km<sup>2</sup>. Según estos resultados, la provincia de Palencia alberga más del 85% del contingente poblacional conocido y la mayoría de los individuos se encuentran en la localidad situada en los alrededores del pico Valdecebollas, la mayor parte en pequeños núcleos relictos, aislados y con muy pocos individuos.

En cuanto al hábitat, esta especie encuentra su óptimo en pastos de diente mesófilos o higrófilos pertenecientes a la asociación *Merendero pyrenaicae-Cynosuretum cristati* Tüxen & Oberdorfer 1958 y en comunidades de pastos vivaces higrófilos, comúnmente llamados cervunales o nardetas, de la alianza *Nardion strictae* Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926, aunque la continua presión ganadera puede mermar los efectivos presentes en dichas comunidades. Podemos encontrarla también en claros de piornal del *Genistion polygaliphyllae* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 o formando parte de la orla herbácea de bosques caducifolios del *Linarion triornithophorae* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 Aru *et al.* (2010b). Algunos autores la sitúan, además, en gleras de grandes bloques silíceos estabilizados de la alianza *Dryopteridion oreadis* Rivas Mart. 1977 y en comunidades de megaforbios orófilos de la alianza *Adenostylion alliariae* Br.-Bl. 1926 (Aru *et al.*, 2010b; Ruiz de Gopegui *et al.*, 2011).

Al tratarse de un endemismo relegado a un territorio muy concreto, debido a la fragmentación que experimentan sus localidades y a una extensión de presencia reducida, se puede considerar una planta rara, tanto a nivel peninsular, como a nivel autonómico, aunque puede llegar a ser relativamente abundante en algunas de las localidades en las que se desarrolla (Aru *et al.*, 2010b). Se considera una de las 3 especies prioritarias para su conservación en Castilla y León (Llamas *et al.*, 2009) y la segunda a nivel de la cordillera Cantábrica (Jiménez-Alfaro, 2008).

La Lista Roja de la Flora Vasculare Española de 2000 (Domínguez, 2000) incluye *Echium cantabricum* en la categoría “*Vulnerable*” bajo el criterio D2. Tras la revisión de

las categorías y los criterios IUCN (IUCN, 2001), en la Lista Roja de Flora Vasculares Española de 2008 y de 2010 (Moreno Saiz, 2008, 2010) se incluye este taxon bajo el epígrafe de especies con “*Datos Insuficientes*” (DD). A nivel regional, se encuentra recogida en el Anexo I del Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), bajo la categoría “*En Peligro de Extinción*”. Con el fin de preservar esta especie y de asumir la responsabilidad de la administración regional en su conservación, la Universidad de León propone a la Junta de Castilla y León la creación de la Microrreserva de Flora del Valdecebollas (Brañosera, Palencia) (Aru *et al.*, 2010a), bajo el marco de un convenio de colaboración específica entre ambas entidades.

#### **d) *Ephedra distachya* L. subsp. *distachya***

Fanerófito rizomatoso perteneciente a la familia *Ephedraceae*, que se distribuye por el S de Europa y el O y centro de Asia. En la Península Ibérica lo encontramos ocupando fundamentalmente la mitad oriental y la cuenca del Duero (Amaral Franco, 1986) coincidiendo en gran medida con los territorios de las grandes cuencas terciarias del Duero y el Ebro, en las que existen depósitos de evaporitas, principalmente de yeso, así como en algunas de las cuencas menores, como Archena-Mula, Guadix-Baza, Sorbas o Granada y en los afloramientos del Triásico con yesos, que suelen estar intercalados con arcillas y alternan con carbonatos (Pérez-López *et al.*, 2011). En Castilla y León *Ephedra distachya* subsp. *distachya* se distribuye en Ávila, Burgos, Palencia, Salamanca, Soria, Valladolid y Zamora, aunque es más abundante en Palencia y Valladolid, coincidiendo con la región central de la cubeta del Duero, zona de mayor densidad de afloramientos yesosos (Loidi, 2011a).

Según Amaral Franco (1986) encuentra su óptimo en cerros margosos, yesosos, roquedos calcáreos y arenales, hasta los 1200 m de altitud. Sánchez Agudo *et al.* (2010) determinan que en el ámbito de Castilla y León *Ephedra distachya* subsp. *distachya* se desarrolla en los pisos bioclimáticos termo-supramediterráneo, en ombroclimas que van del seco al semiárido, en comunidades de matorrales gipsícolas termo-supramediterráneos semiárido-secos (estepas yesosas) pertenecientes a la asociación *Lino differentis-Lepidietum subulati* Rivas Goday 1956 de la alianza *Lepidion subulati*, así como en las comunidades de matorrales halo-nitrófilos, mediterráneos, continentales incluidas en la asociación *Artemisio herbae-albae-Santolinetum squarrosae* Ladero, C.

Valle & A. Gutiérrez 1994 (alianza *Salsolo vermiculatae-Peganion harmalae* Br.-Bl. & O. Bolòs 1954), de carácter más nitrófilo que las comunidades anteriores.

Según Sánchez Agudo *et al.* (2010), se trata de un taxon raro a la escala regional, pero que sin embargo, es un componente habitual en los cerros yesosos del centro de Castilla y León y, aunque sus poblaciones no son abundantes, su grado de adaptación es tan alto que son bastante estables y resistentes a los cambios o alteraciones.

Esta especie se encuentra incluida en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León bajo la categoría “*De atención preferente*” (BOCYL, 2007).

### e) *Fritillaria legionensis* Llamas & J. Andrés



*Fritillaria legionensis*

Geófito endémico del NW de la Península Ibérica, perteneciente a la familia *Liliaceae*, que se caracteriza por poseer tres hojas verticiladas bracteiformes (Llamas & Andrés, 1983; Fernández Arias & Devesa Alcaraz, 1990a). Se distribuye por diferentes localidades montañosas de la cordillera Cantábrica y Montes de León, en las provincias de León, Palencia y Cantabria (Güemes, 2013). Según el estudio cariológico presentado por Fernández Arias & Devesa Alcaraz (1990b), *Fritillaria legionensis* posee el número cromosómico más alto del género,

$n=27$ , lo que lo separa notablemente del resto de especies relacionadas.

Se describió originalmente como un endemismo del sector Ubiñense-Picoeuropeo de la provincia de León, localizándose en Cofiñal (Llamas & Andrés, 1983), de donde procede el ejemplar tipo y en la cuenca alta del Río Luna, en Huergas de Babia, Mena de Babia y La Riera (Romero, 1977), bajo el nombre de *Fritillaria*

*involutrata* All., como señalan Llamas & Andrés (1983). Posteriormente, su área de distribución se amplía notablemente, incluyendo algunos parajes de la cordillera Cantábrica, como así señala la bibliografía consultada. Se ha encontrado en diferentes territorios de los sectores Laciano-Ancarense (GBIF-Es, 2015), Ubiñense-Picoeuropeo (Hernández, 1983; Romero, 1983; López Pacheco, 1988) y Campurriano-Carrionés (Aru *et al.*, 2008; Paz Canuria *et al.*, 2011; Ruiz de Gopegui & Ruiz, 2012); en los Montes de León, en territorios del sector Berciano-Sanabriense, como así atestigua un pliego recolectado por Andrés & Carbó entre La Bañeza y Castrocontrigo (Moreno Saiz & Sáinz Ollero, 1992), en la Sierra del Teleno (Llamas & Acedo, 1997) y en la Cabeza de la Yegua (Hergueta *et al.*, 1999).

Según lo señalado por Llamas & Andrés (1983) *Fritillaria legionensis* se desarrolla en sustratos ácidos, en prados de siega y en ambientes higrófilos y nemorales. Hernández (1985) la recolecta en prados mesófilos o higrófilos, de diente o de siega y diente, eurosiberianos y mediterráneos, de la alianza *Cynosurion cristati* Tüxen 1947, hábitat que Acedo *et al.* (2010a) señalan como principal para esta especie. Fernández Arias & Devesa Alcaraz (1990a) añaden los prados montanos de siega, indicando que la planta se desarrolla sobre suelos bastante húmedos en el seno de comunidades de la asociación *Malvo moschatae-Arrhenatheretum elatioris* R.Tx. & Oberd. 1958 subas. *polygonetosum bistortae* R. Tx. & Oberd. 1958; y además, consideran que *F. legionensis* muestra una clara tendencia a ubicarse al abrigo de bosques mesofíticos de la alianza *Alno-Padion* Knapp 1942 y en comunidades de la serie mesofítica orocantábrica meridional del fresno *Euphorbio hybernae-Fraxino excelsioris* S. (Herrero, 1989).

Posteriormente, Llamas & Acedo (1997) la recogen en pastizales psicroxerófilos de la asociación *Teesdaliopsis confertae-Festucetum summilusitanae* F. Prieto 1983 corr. Rivas-Martínez 1987 en la Sierra del Teleno, mientras que Hergueta *et al.* (1999) la señalan en comunidades de nardetas. Paz Canuria *et al.* (2011) amplían el conocimiento sobre su hábitat, asociando las formas de menor tamaño con los especímenes ubicados en localidades de mayor altitud (1700-2000 m), indicando que estos ejemplares se desarrollan en pastizales psicroxerófilos y cervunales del piso orotemplado, ligados a la serie de los enebrales subalpinos orocantábricos acidófilos *Junipero nanae-Vaccinio microphylli* S. Los ejemplares de mayores dimensiones los relacionan con menores altitudes (1200-1700 m) en comunidades de prados de siega ligadas a la serie de las

fresnedas orocantábricas meridionales del piso supratemplado *Euphorbio hybernae-Fraxino excelsioris* S. y, además, registran su presencia puntual en claros de hayedos silicícolas de la serie *Blechno spicanti-Fago sylvaticae* S.

*Fritillaria legionensis* se considera rara en Castilla y León (Llamas *et al.*, 2007), región donde se encuentran la mayor parte de los efectivos poblacionales. Aunque puede llegar a considerarse abundante localmente, presenta algunas localidades con un número muy bajo de individuos (Acedo *et al.*, 2010a), como la correspondiente al *loco clasico* de Cofiñal, que se ha dado por extinta, por lo que han suscitado diferentes intereses en lo relativo a su estado de conservación (Llamas *et al.*, 2003b).

Se encuentra entre las 50 especies prioritarias para su conservación en Castilla y León, según el índice propuesto por Llamas *et al.* (2009a) y entre las 25 primeras a nivel de la cordillera Cantábrica, según el Índice de Prioridad Ponderado (IPP) desarrollado por Jiménez-Alfaro (2008).

Aunque fue incluida en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española (Moreno Saiz, 2008) en la categoría “*Vulnerable*” (VU) bajo los criterios B2ab(iii), ha sido recatalogada en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España (Bañares *et al.*, 2008), donde figura como “*Vulnerable*” (VU) bajo el criterio D2. A nivel regional se recoge en el Anexo III del Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), en el que se encuentran las especies consideradas “*De atención preferente*”.

#### **f) *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* Valdés**

Pequeño sufrútice endémico de la Península Ibérica, perteneciente a la familia *Fabaceae*, que presenta una distribución muy restringida, en zonas de sustratos yesosos de la cubeta del Duero. Se diferencia de *Hedysarum boveanum* subsp. *europaeum* Guitt. & Kerguelen por su menor tamaño, de hasta 14 cm, y por presentar frutos inermes con 1 a 3 segmentos, y de *H. boveanum* subsp. *costaetalentii* López Bernal, S. Ríos, Alcaraz & D. Rivera, por poseer un menor tamaño de los dientes del cáliz, de la misma longitud o poco mayor que el cáliz y hojas imparipinnadas con 4 a 11 pares de foliolos (Valdés, 2000). Se distribuye únicamente en zonas muy localizadas de la zona central de la depresión del Duero, en las provincias de Palencia y Valladolid, en yesos y margas

yesíferas blancas y grises de edad miocena pertenecientes al periodo Vindoboniense inferior y mayoritariamente a la “serie gris” del Vindoboniense superior (Loidi, 2011*b*).

Esta especie fue considerada un endemismo del valle del Cerrato, provincia de Palencia (Valdés, 2000), donde había sido citada inicialmente bajo el nombre de *Hedysarum humile* auct., non L. (Burgaz, 1983), hasta que Santos Vicente & Bariego Hernández (2003) localizan una nueva subpoblación en las margas yesíferas de la “Cuesta de la Parrilla”, en el término municipal de Tudela del Duero, provincia de Valladolid, aproximadamente a 50 km en dirección SW de la anterior. Estos últimos autores señalan que no existe ninguna discontinuidad geográfica notable entre estos dos territorios, por lo que sería bastante probable encontrarla en otras localidades intermedias de los páramos y cuestas del valle del Esgueva.

En el año 2007, la planta se localiza en Soto de Cerrato, Hontoria de Cerrato y Castillo de Onielo, de nuevo en la provincia de Palencia, durante los trabajos de campo llevados a cabo bajo el marco del proyecto denominado “Cartografía detallada de hábitats del Anexo I de la Directiva 92/43/CEE a escala 1:10000 en diversos espacios incluidos en la Red Natura 2000” (Delgado *et al.* en VV.AA, 2002-2010), ampliando notablemente su área de distribución, como así señalan Delgado *et al.* (2010*b*), autores que ubican esta especie en un total de cuatro cuadrículas UTM de 10 Km<sup>2</sup> (30TUM83, 30TUM84, 30TVM03 y 30TUM60) dentro de la comunidad autónoma de Castilla y León. Sin embargo Martínez-Hernández *et al.* (2009) la citan en cinco cuadrículas UTM, sin detallar las localidades, aunque, probablemente, se trate de Tariego de Cerrato (30TUM74) y esta cita se refiera a un pliego colectado en dicha localidad por A. Herrero en el año 1997 y depositado en el Herbario LEB de la Universidad de León (LEB 81005).

Posteriormente, Martínez-Hernández *et al.* (2011) y Loidi (2011*a*) la sitúan en un total de siete cuadrículas UTM de 10 Km<sup>2</sup>, añadiendo dos más a la distribución de esta especie (30TUM94 y 30TUM86), ambas cercanas al valle del Cerrato, en la provincia de Palencia.

*Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* se desarrolla en comunidades propias de sustratos yesosos o aljezares de la alianza *Lepidion subulati* pertenecientes a la asociación *Lino differentis-Lepidietum subulati* Rivas Goday 1956 (Delgado *et al.*, 2010*b*; Loidi, 2011*a*), que agrupan comunidades de matorrales gipsícolas o estepas yesosas termo-

supramediterráneas semiárido-secas, de alta continentalidad que se desarrollan en la meseta castellana. Estas comunidades se caracterizan por la presencia de caméfitos de pequeña talla, que conforman un tipo de vegetación abierta, con espacios de suelo descubierto y abundantes claros en los que se desarrollan pastizales terofíticos de carácter efímero, acompañados en ocasiones, siempre que el suelo no haya sido pisoteado o dañado, por unas características costras líquénicas. Se ha citado también en claros de quejigar sobre margas yesíferas (Santos Vicente & Bariego Hernández, 2003), en comunidades propias de la serie climatófila castellana basófila del quejigo *Cephalanthero rubrae-Quercetum fagineae* S.

Debido a su singularidad y a que se trata de un endemismo local, podemos considerar que *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* es una especie rara, tanto a nivel regional, como peninsular (Martínez-Hernández *et al.*, 2009). Según los datos aportados por Delgado *et al.* (2010b), en Soto de Cerrato y Hontoria de Cerrato puede llegar a ser abundante localmente, llegando a los 200 individuos en algunas de las localidades estudiadas, estimando un total poblacional de 1500 efectivos.

Se encuentra protegida a nivel regional, donde se ha incluido en el Anexo III del Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), bajo la categoría “*De atención preferente*”. Además, se encuentra incluida en los territorios que conforman la propuesta de Microrreserva denominada “Microrreserva de Flora de los quejigares con aljezares de Valdemorona (Soto de Cerrato, Palencia)” (Delgado *et al.*, 2010a).

### **g) *Lathraea squamaria* L.**

Hierba perenne, perteneciente a la familia *Scrophulariaceae* con biotipo de geófito rizomatoso. Es una planta holoparásita y aclorofílica con haustorios implantados en la raíz de los hospedantes, árboles y arbustos fundamentalmente de los géneros *Alnus*, *Corylus* y *Fagus* en bosques caducifolios mesófilos (Benedí & Soriano, 2009).

*Lathraea squamaria* es un taxon de distribución euroasiática, que se extiende por toda Europa, exceptuando algunos lugares del norte y del sur, así como el suroeste y este de Asia (Webb, 1972; Alonso-Redondo *et al.*, 2010). En la Península Ibérica se encuentran las poblaciones más occidentales y meridionales, localizadas en un amplio rango altitudinal, que puede oscilar entre los 50 a los 1400 m (Benedí & Soriano, 2009).



*Lathraea squamaria*

Ha sido citada principalmente en Pirineos, en las provincias de Lérida, Barcelona y Gerona, siendo las dos últimas las que registran un mayor número de presencias a nivel peninsular (Vigo, 1983; Bolòs & Vigo, 1996; Sáez *et al.*, 2008), además de Huesca (Benito Alonso, 2006) y Navarra (Aizpuru *et al.*, 1987; Lorda, 2001). Encontramos referencias que la sitúan también en diferentes zonas del Sistema Ibérico: en la Sierra de la Demanda, en territorios de la comunidad autónoma de La Rioja, (Alejandre, 1995), en el Macizo del Moncayo, dentro de los límites administrativos de la provincia de Zaragoza (Gómez *et al.*, 2003) y en la provincia de Soria, en el municipio de Quintana Redonda, donde fue citada primero bajo el nombre de *L. clandestina* (Segura Zubizarreta *et al.*, 1998, 2000) y en los municipios de Montenegro de Cameros y La Póveda de Soria (Molina en VV.AA., 2002-2010). El límite occidental de su distribución se localiza en Lugo, en el término municipal de Navia de Suarna (Romero Buján *et al.*, 2007), mientras que el límite meridional de su área de distribución se localiza en Somosierra, en la comunidad autónoma de Madrid, como así atestigua un pliego depositado en el Herbario MA (Gómez *et al.*, 2003). Ha sido localizada en la cordillera Cantábrica en un hayedo del municipio de Resoba (Alonso-Redondo *et al.*, 2009) y en los municipios de Polentinos y Lebanza (Ruiz de Gopegui & Ruiz, 2012), todos ellos en la provincia de Palencia; además, se ha hallado en la ribera media-alta del río Esla, en el municipio de Crémenes, en la provincia de León (Cantoral *et al.*, 2011) y en la orilla occidental del Río Navia, en el término municipal de Ibias, en Asturias (Carlón *et al.*, 2010).

Se desarrolla principalmente en bosques caducifolios húmedos y ambientes nemorales y umbrosos, en bosques ribereños (Segura Zubizarreta *et al.* 1998, 2000; Sáez *et al.*, 2008), barrancos (Alejandre, 1995; Benito Alonso, 2006) y alisedas, donde normalmente parasita las raíces del aliso (Webb, 1972; Guinochet & Vilmorin, 1975;



Alejandre, 1995; Bolós & Vigo, 1996; Carlón *et al.*, 2010; Ruiz de Gopegui & Ruiz, 2012) o del avellano (Bolós & Vigo, 1996; Alonso-Redondo *et al.*, 2009; Ruiz de Gopegui & Ruiz, 2012). Más concretamente, se ha citado en alisedas de las asociaciones *Valeriano pyrenaicae-Alnetum glutinosae* Amigo, J. Guitián & F. Prieto 1987 (Romero *et al.*, 2007) y *Humulo lupuli-Alnetum glutinosae* Biurrún, García-Mijangos & Loidi 1994 (Alonso-Redondo *et al.*, 2010) y en choperas-saucedas de tramo medio-alto de la subasociación *Salici neotrichae-Populetum nigrae fraxinetosum excelsioris* Díaz & Penas 1987 (Cantoral *et al.*, 2011). Crecen también en hayedos, orlas de hayedo y hayedos-abetales (Aizpuru *et al.*, 1987; Ruiz de Gopegui & Ruiz, 2012) y de forma puntual, se ha encontrado en un robledal fresco de *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. (Gómez *et al.*, 2003). En Castilla y León encontramos su hábitat principal al abrigo de los hayedos de las asociaciones *Blechno spicanti-Fagetum sylvaticae* Tüxen & Oberdorfer 1958 y *Carici sylvaticae-Fagetum sylvaticae* (Rivas-Martínez 1965) C. Navarro 1982, en bosques aluviales de alisos y fresnos de la alianza *Populion albae* Br.-Bl. ex Tchou 1948 y en acebedas de *Ilex aquifolium* L. (Alonso-Redondo *et al.*, 2010).

Aunque se trata de un taxon de ámbito europeo que posee una amplia distribución, es una especie poco frecuente en la Península Ibérica, donde se considerada rara o muy rara tanto a nivel peninsular como regional, en los diferentes territorios en los que se desarrolla (Willkomm & Lange, 1870; Vigo, 1983; Bolós & Vigo, 1996; Aizpuru *et al.*, 1999; Gómez *et al.*, 2003; Mercadé, 2003; Benito Alonso, 2006; Sáez *et al.*, 2008; Alonso-Redondo *et al.*, 2009, 2010; Cantoral *et al.*, 2011). Pese a su rareza consensuada, *Lathraea squamaria* no se incluye en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España (Bañares *et al.*, 2008, 2010) ni en la Lista Roja 2008 de la Flora Vasculare Española (Moreno Saiz, 2008). Sin embargo, sí la encontramos catalogada a nivel regional en la comunidad de la Rioja bajo la categoría “*Vulnerable*” (Medrano Moreno, 1996; Arizaleta, 2000). Se recoge en el Anexo III del Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), con las especies listadas “*De atención preferente*”. Según lo expuesto por Alonso-Redondo *et al.* (2010), en el ámbito de Castilla y León se le podría atribuir la categoría “*Vulnerable*”: VU D2 en base a su reducida área de ocupación, aunque dicha afirmación es previa al descubrimiento de las citas leonesas (Cantoral *et al.*, 2011) y las palentinas de Polentinos y Lebanza (Ruiz de Gopegui & Ruiz, 2012). Sin embargo, pese a la ampliación que suponen dichas localidades en lo que respecta a su distribución, ninguna de ellas es extremadamente numerosa; en Resoba se

han hallado unos 20-25 ejemplares (Alonso-Redondo *et al.*, 2010), mientras que en Crémenes, el número asciende a escasos 9-10 individuos (Cantoral *et al.*, 2011).

#### **h) *Moricandia moricandioides* (Boiss.) Heywood subsp. *moricandioides***



*Moricandia moricandioides* subsp.  
*moricandioides*

Terófito anual perteneciente a la familia *Brassicaceae*, con hojas basales dispuestas en roseta, hojas caulinares amplexicaules, pétalos purpúreo violáceos y frutos en silicua de rostro cónico. La especie tiene dos sinónimos: *Brassica moricandioides* Boiss. y *Moricandia ramburii* Webb, ambos nombres comunes en la bibliografía consultada.

*Moricandia moricandioides* subsp. *moricandioides* es un endemismo que se distribuye por el centro, sur y este de la Península Ibérica, en taludes margosos que se sitúan entre los 300 y 700 m de altitud (Sobrino Vesperinas, 1993). Se

encuentra citada en Andalucía, en las provincias de Cádiz (Pérez Lara, 1898; Becerra, 2003), Málaga (Ceballos & Vicioso, 1932; Bolós, 1946), Sevilla (Vicioso, 1946; Ruiz de Clavijo *et al.*, 1984), Jaen (Cuatrecasas, 1929; Ferrero & Fernández, 1996), Córdoba (Ruiz de Clavijo & Infante, 1986) y Almería (Bolós, 1946); en Castilla-La Mancha, en las provincias de Albacete (Herranz *et al.*, 2002), Cuenca (Mateo-Sanz & Arán-Redó, 1996) y Guadalajara (Galán Mera, 1987-88); en Murcia (Sánchez Gómez *et al.*, 1998, 2001), Alicante (Sánchez Gómez *et al.*, 2001), Madrid (Cutanda, 1861; Pau, 1924; Valdés Bermejo, 1970) y La Rioja (Bolós, 1946). En Castilla y León se encuentra presente en las provincias de Palencia, Burgos y Valladolid (Paz Canuria *et al.* 2010b), donde ha sido citada en Magaz, (Laínez, 1968; Romero Abelló, 1991) y en Villaviudas (Burgaz, 1983), ambas en la provincia de Palencia; en Valladolid, en el Pico del Telégrafo (Mojados), en Tudela del Duero, Bercero, Peñafiel y Rábano (Burgaz, 1981; 1983; Romero & Rico,

1989) y en Burgos, entre las localidades de Valles de Palenzuela y Santa María del Campo (García López *et al.*, 2000). Encontramos pliegos depositados en el Herbario LEB en las provincias de Valladolid (La Cuchilla, Montes de Cabezón y Santovenia de Pisuerga) y Palencia (Tariego y Caserío Dehesa del Rebollar). Delgado Sánchez (VV.AA., 2002-2010) la registra en las prospecciones de campo realizadas en San Martín de Valveni, Soto de Cerrato, Hontoria de Cerrato, Cevico de la Torre, Vertavillo y Reinoso de Cerrato.

Se desarrolla principalmente en yesos, taludes yesosos y margosos (Ruiz de Clavijo *et al.*, 1984; Galán Mera, 1987-88; Blanca & Morales, 1991; Mateo-Sanz & Arán-Redó, 1996; Sánchez Gómez *et al.*, 1998), taludes margoso-selenitosos (Valdés, 1970), lugares incultos (Pérez Lara, 1898; Cuatrecasas, 1929), areniscas y arcillas triásicas (Herranz *et al.*, 2002).e incluso, márgenes de caminos, cultivos y carreteras (Cuatrecasas, 1929; Becerra, 2003).

Siguiendo lo expuesto por Paz Canuria *et al.* (2010b), *Moricandia morcandioides* subsp. *moricandioides* prospera en territorios castellanos supramediterráneos, formando parte de las comunidades anuales y pastos terofíticos pioneros en la colonización de suelos calcáreos expuestos a una importante insolación. Se observa en la base de las laderas margosas y margo-yesosas en contacto con las comunidades de matorrales basófilos y gipsícolas de los órdenes *Rosmarinetalia* Br.-Bl. ex Molinier 1934 y *Gypsophiletalia* Bellot & Rivas Goday 1957. Concretamente, en Castilla y León, el hábitat óptimo para esta especie son las comunidades de matorrales basófilos (salviares, esplegares y aulagares), meso-supramediterráneos, castellanos, del *Sideritido incanae-Salvion lavandulifoliae* (asociación *Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae*) y las comunidades de matorrales gipsícolas termo-supramediterráneos semiárido-secos (estepas yesosas) basófilos del *Lepidion subulati*, así como los pastos anuales pioneros, basófilos, del *Brachypodium distachyi* Rivas-Martínez 1978 que se desarrollan en los claros de las comunidades anteriores y en la base de los taludes margosos.

Pese a que se ha señalado como una especie rara o escasa para algunos de los territorios en los que vive (Sánchez Gómez *et al.*, 1998; Mateo-Sanz & Arán-Redó, 1996; Alexandre *et al.*, 2006), es abundante en algunas localidades de Castilla y León, como los yesos de Magaz, en Palencia (Laínz, 1968; Romero, 1991) o en Mojados, en la provincia de Valladolid (Burgaz, 1981).

En cuanto a su estado de conservación, *Moricandia morcandioides* subsp. *morcandioides* se ha incluido en el listado de plantas endémicas, raras o amenazadas de España (Barreno *et al.*, 1984) y en el catálogo general de las especies de recomendada protección en Andalucía (Hernández *et al.*, 1994), en ambos casos bajo la categoría “Casi Amenazada” (NT -Near Threatened-).

En relación a la comunidad de Castilla y León, se encuentra en el Anexo III del Catálogo de Flora Protegida (BOCYL, 2007), en el que se incluyen las especies catalogadas “De atención preferente”.

### **i) *Nepeta hispanica* Boiss. & Reut.**

Planta herbácea vivaz, dioica, perteneciente a la familia *Lamiaceae*, que presenta biotipo de geófito rizomatoso, con tallos que alcanzan una altura entre 29 y 70 cm. Posee hojas de lanceoladas a oval-lanceoladas, con un pecíolo de 0,4-1,5 cm y hojas medias y superiores subsésiles y generalmente agudas. Inflorescencia muy ramificada con verticilastros pedunculados y separados a lo largo de las ramas y flores unisexuales que poseen una corola de 5,1 a 7 mm, blanquecina o azulada y que produce unas núculas de color castaño oscuro lisas o algo tuberculadas, glabras o con pelos muy cortos en el ápice (Aedo, 2010).

*Nepeta hispanica* es una especie íbero-norteafricana, localizada en España y Marruecos. En España aparece dispersa por La Rioja, Huesca y Zaragoza, en el norte peninsular; en Palencia, Valladolid, Madrid y Toledo, en el centro y en Jaén, Granada y Almería en el sur (Paz Canuria & Alonso-Redondo, 2010). En Castilla y León se encuentra en los LICs “Montes del Cerrato” y “Montes Torozos y Páramos de Torquemada-Astudillo”, en las provincias de Valladolid y Palencia, como así se recoge en la bibliografía (Burgaz, 1983; Aedo *et al.*, 2001; Lázaro Bello, 2002; Bariego & Santos, 2005; Lázaro Bello, 2006) y como así certifican los pliegos depositados en diferentes herbarios (MA 201636, MAF 96281, MGC 10205, GDA 12073, SALA 25866-63714 y FCO 3548).

El taxon se conoce con diferentes sinónimos en la bibliografía consultada: *Glechoma hispanica* (Boiss. & Reut.) Kuntze, *Nepeta beltranii* Pau, *Nepeta ucranica* subsp. *beltranii* (Pau) Bellot, Casaseca & Ron. *Nepeta ucranica* subsp. *hispanica* (Boiss.

& Reut.) Bellot, Casaseca & Ron, *Nepeta ucranica* subsp. *braun-blanquetii* O. Bolòs. En las poblaciones del centro y norte peninsular este taxon fue considerado como *N. beltranii*, debido a su carácter anual y a presentar la corola azulada de tubo más largo e indumento más corto y escaso; sin embargo, la variabilidad entre ambos caracteres permite incluir dichas poblaciones en una sola especie: *N. hispanica* (Aedo, 2010).

Según Aedo (2010) esta especie se desarrolla en claros de pinar, herbazales nitrófilos y lugares incultos en yesos o calizas, entre los 200 y los 1500 m de altitud. Bellot *et al.* (1968) la colectan en margas yesosas de las inmediaciones de Vaciamadrid (Madrid), en el fondo de los valles de erosión de las cercanías del río. También en Madrid, en 1989, Sánchez Mata & Gavilán García la colectan en comunidades de sisallares nitrófilos de la asociación *Salsolo vermiculatae-Peganetum harmalae* Br.-Bl. & O. Bolòs 1954 (MA 589020). Burgaz (1983) la colecta en Palencia, en un pastizal sobre margas yesíferas. Aedo *et al.* (2001) también indican su presencia en esta provincia en un cerro yesoso, en la orla herbácea de un trugal. En la provincia de Zaragoza, Blanché & Molero (1990) observan que forma parte de los prados gramínoides del *Aphyllanthion* Br.-Bl. 1931. En el valle del Ebro Aizpuru *et al.* (1999) concretan que es una especie calcícola que se desarrolla en pastos secos y soleados sobre yesos y arcillas, en ambiente seco-semiárido. En Andalucía, Cueto & Aedo (2004) la citan en claros de pinar y pies de cantiles rocosos, sobre calizas o yesos. En Castilla y León, Lázaro Bello (2002, 2006) la encuentran en pastos secos de las parameras calcáreas y entre cultivos; mientras que Bariego Hernández & Santos Vicente (2005) lo hacen en pastizales meso-xerófilos de cuevas yesíferas. Según Paz Canuria & Alonso-Redondo (2010) en territorios castellanos se encuentra en comunidades de caméfitos que se distribuyen al pie de cerros yesíferos donde se acumulan sales y pastorea el ganado ovino. Estos últimos autores exponen que sus hábitats principales son los matorrales halo-nitrófilos, mediterráneos, continentales, que se integran en la alianza *Salsolo vermiculatae-Peganion harmalae*, los pastos vivaces meso-xerófilos, basófilos (fenalares) de la alianza *Brachypodium phoenicoidis* Br.-Bl. ex Molinier 1934 y, en menor medida, los pastos vivaces xerófilos, basófilos (espartales), mediterráneos occidentales, de la alianza *Stipion parviflorae* De la Torre, Alcaraz & Vicedo 1996.

*Nepeta hispanica* es una especie poco frecuente en el centro peninsular (Bellot *et al.*, 1968); que según Bariego & Santos (2005) presenta una distribución disyunta en dos

núcleos (noreste y centro), donde parece ser escasa en todos sus emplazamientos y considerada “rara” en el Libro Rojo de las Especies Vegetales Amenazadas de España Peninsular e Islas Baleares (Gómez-Campo, 1987).

Siguiendo lo expuesto por Cruz Rot (2006), el tamaño que presentan las poblaciones del centro-norte peninsular oscila entre unos pocos miles (2091 en Alcalá y 1343 en Aranjuez) y menos de una decena de individuos (2 en Soto de Cerrato y 9 en Renedo de Esgueva). Según este autor, las tres poblaciones que se encuentran en Palencia y Valladolid albergan un total de 134 individuos. Se incluye en la Lista Roja de la Flora Vascular Española (Domínguez, 2000) bajo el nombre de *Nepeta beltranii*, en la categoría “*Vulnerable*” (VU D2).

En el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (Cueto & Aedo, 2004) aparece recogida como *Nepeta hispanica* subsp. *hispanica*, en los táxones prioritarios considerados bajo la categoría “*Datos Insuficientes*” (DD –*Data Deficient*-). Posteriormente, en la Adenda 2006 (Cruz Rot, 2006), en la Lista Roja de Flora Vascular Española (Moreno Saiz, 2008) y en la Adenda 2010 (Bañares *et al.*, 2010) ya se incorpora como *N. hispanica* bajo la categoría “*Vulnerable*” (VU B2ab(ii,iv)c(iv); D2).

En Castilla y León se incluye en el Anexo III del Decreto 63/2007, de 14 de junio, como especie catalogada “*De atención preferente*” (BOCYL, 2007).

#### **j) *Petrocoptis viscosa* Rothm.**

Hemicriptófito perenne con cepa leñosa, perteneciente a la familia *Caryophyllaceae*. Es una planta muy glauca, de 15-20 cm, que posee hojas basales en roseta, atenuadas en un peciolo de hasta 3 cm, con márgenes cubiertos de cilios largos y entrenudos superiores del tallo cubiertos de glándulas viscosas. Posee flores pentámeras, con pétalos emarginados blancos o levemente rosados. El cáliz, de 7-9 mm, verdoso o purpúreo, se asienta sobre un pedicelo viscoso (Montserrat y Fernández-Casas, 1990).

Este taxon fue descrito originalmente por Rothmaler en 1935, que le otorga el rango específico, como posteriormente publica en una monografía sobre el género *Petrocoptis* (Rothmaler, 1941), jerarquía que fue respetada en los siguientes tratados sobre el género y especies afines a la que nos ocupa (Bolòs & Rivas-Martínez, 1970; Montserrat & Montserrat, 1978). Laínz (1974) la denomina *Petrocoptis glaucifolia* subsp.



*Petrocoptis viscosa*

*viscosa*, otorgándole el rango de subespecie y separándola así de las poblaciones cantábricas de la vicariante *P. glaucifolia*. Más tarde, el propio Pedro Montserrat junto a Fernández Casas subordinan el taxon, denominándolo *P. pyrenaica* subsp. *viscosa* (Rothm.) P. Monts. & Fern. Casas, origen del sinónimo que será aceptado por estos mismos autores en Flora iberica (Montserrat y Fernández Casas; 1990). Sin embargo, revisiones que implican técnicas moleculares y el

análisis de las relaciones filogenéticas del género *Petrocoptis* (Mayol Martínez, 1998; Cires & Fernández Prieto, 2015), de nuevo justifican el rango específico con el que inicialmente se describió (Rothmaler, 1935), poniendo de manifiesto que *P. viscosa* y *P. glaucifolia* constituyen un grupo diferente de *P. pyrenaica* (Cires & Fernández Prieto, 2015).

*Petrocoptis viscosa* es una especie endémica que se desarrolla, exclusivamente, en los roquedos dolomíticos extraplomados que conforman las estribaciones occidentales de los Montes Aquilianos, situados en el SW de la Comarca del Bierzo, en la provincia de León. Basándonos en lo expuesto por Miranda (2007) y en los datos de campo obtenidos en los últimos años (Alfaro-Saiz *en* VV.AA., 2002-2010) la población se encuentra dividida en tres subpoblaciones: la localidad clásica, que se sitúa en las peñas de Villavieja y se extiende por las paredes rocosas de los cortados calizos aledaños, hasta llegar a colonizar las paredes del Castillo de Cornatel; la más numerosa, que se extiende desde las Peñas de Ferradillo hasta la Peña de Voces y por último, la más pequeña, localizada en los desfiladeros de las cercanías de El Castro, entre los pueblos de La Chana y Orellán.

El hábitat principal de esta planta son las comunidades de extraplomos y balms rocosos de naturaleza caliza o dolomítica de la asociación *Petrocoptidetum viscosae* Losa, Mayor, Andrés & F. Navarro 1975 que se desarrollan en zonas del sector Berciano-

Sanabriense. Además, podemos encontrarla formando parte de las comunidades rupícolas casmofíticas de escaso recubrimiento, que colonizan las fisuras de roquedos de naturaleza calcárea, del *Saxifragetum trifurcatae* Rothmaler 1941 como así sugiere la subasociación *petrocoptidetosum viscosae* propuesta por Fernández Areces *et al.* (1983). Siguiendo a Rivas-Martínez *et al.* (2002) y teniendo en cuenta lo expuesto por Miranda (2007), la especie se desarrolla en zonas con bioclima Mediterráneo pluviestacional oceánico en los pisos meso-supramediterráneo subhúmedo inferior.

Según Montserrat y Fernández Casas (1990) su rango altitudinal se sitúa entre 700-1100 m de altitud, aunque las citas recogidas durante las prospecciones para realizar la cartografía de hábitats del LIC “Montes Aquilianos y Sierra del Teleno” (Alfaro-Saiz *en* VV.AA., 2002-2010), muestran que esta especie puede llegar a alcanzar de forma puntual los 1400 m.

Es una especie rara, debido principalmente a su reducida extensión, el bajo número de localidades e individuos, la mayor parte de ellos en una subpoblación, como así señala Miranda (2007), que calcula que el 82,17% de los individuos censados (3753) se encuentran en la subpoblación de Ferradillo-Peña de Voces. Además, existen amenazas constatadas entre las que destacan, principalmente, los trabajos de extracción realizados en una cantera de caliza que han dividido parte de la subpoblación de Ferradillo-Peña de Voces (Miranda, 2007; Alfaro-Saiz *et al.*, 2010a). Para intentar frenar esta amenaza se propuso una “Microrreserva de Flora”, aún en espera de declaración, en la que se incluyó la subpoblación más numerosa, que es la ya mencionada Ferradillo-Peña de Voces (Alfaro-Saiz *et al.*, 2010a).

En la Lista Roja de la Flora Vasculare Española de 2008 y de 2010 (Moreno Saiz, 2008; Bañares *et al.*, 2010) se le asigna la categoría “*En Peligro*” (EN), bajo los criterios B1ab(ii,iii)+2ab(ii,iii).

En el ámbito de Castilla y León, esta especie se incluye en el Anexo II del Decreto 63/2007, de 14 de junio bajo la categoría “*Vulnerable*” (BOCYL, 2007), poniendo así de manifiesto la incompatibilidad de su conservación con la explotación de las calizas en las que vive.



### k) *Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin



*Primula pedemontana*  
(Curavacas, España)

una célula terminal esférica u obovoide, que en los ejemplares desecados resulta cocleariforme. (Kress, 1997).

Fue descrita en los Alpes Occidentales Italianos, en la región de Piamonte (Gaudin, 1828). Posteriormente, diversos tratados botánicos la sitúan en los Alpes franceses (Coste & Flahault, 1903; Valentine & Kress, 1972). A mediados del siglo XX, Losa & Montserrat (1952) localizan una pequeña subpoblación en la cordillera Cantábrica oriental, en el macizo del Curavacas, provincia de Palencia, alejada más de 900 km del resto de subpoblaciones conocidas y otorgan al taxon el rango de subespecie (*Primula pedemontana* subsp. *iberica*) basándose en diferencias relacionadas con el tamaño y borde glandulífero de las hojas, la longitud de los pedúnculos florales y las brácteas de la umbela; sin embargo, dichos caracteres morfológicos parecen no ser suficientes para justificar dicho rango y, posteriormente, los ejemplares españoles se incluyeron en la

Endemismo europeo de alta montaña de la familia *Primulaceae* que se distribuye por los Alpes occidentales y la cordillera Cantábrica (Valentine & Kress, 1972; Kress, 1997). Es una planta perenne, escaposa, no farinosa, de corolas rosadas y garganta blanca, inflorescencia con 1-25 flores y escapos generalmente más largos que las hojas. Las hojas de 2-4(10) cm, con su máxima anchura hacia el centro, limbo de obovado a anchamente lanceolado y pilosidad densa de pelos glandulíferos cortos, de hasta 0,1-0,2 mm, que poseen



*Primula pedemontana* (Parque Nazionale Gran Paradiso, Italia)

variabilidad considerada para la especie *P. pedemontana* (Kress, 1997; Zhang & Kadereit, 2004).

Según Losa (1957), la planta se desarrolla en grietas y peñascos silíceos de la parte más alta del Curavacas, en comunidades pertenecientes al orden *Androsacetalia vandellii*. Según Kress (1997), su hábitat son los roquedos, pedregales y grietas de naturaleza silíceas, principalmente silicatos y conglomerados, orientados al norte y sur, en un rango altitudinal de 1700 a 2300 m. Más recientemente, Ruiz de Gopegui *et al.* (2010), determinan que en la cordillera Cantábrica su hábitat principal se corresponde con las comunidades fisurícolas silicícolas de la asociación *Murbeckiello boryi-Saxifragetum willkommianae* Fdez. Prieto 1983 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fdez. Prieto, J. Loidi & A. Penas 1984 (*Saxifragion willkommianae* Rivas-Martínez 1963) en su variante más húmeda, propia de fisuras y repisas rezumantes; se desarrolla también en comunidades de pastos vivaces de alta montaña, psicroxerófilos, silicícolas, oro-criorotemplados, del *Teesdaliopsio-Luzulion caespitosae* Rivas-Martínez 1987, formando parte de las comunidades de las asociaciones *Junco trifidi-Oreochloetum blankae* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 y *Teesdaliopsio confertae-Festucetum eskiae* F. Prieto 1983 y por último y, puntualmente, de los enebrales rastreros de la asociación *Junipero nanae-Vaccinietum microphylli* Rivas-Martínez ex F. Prieto 1983 corr. Loidi & Biurrun 1996 (*Juniperion nanae* Br.-Bl. in Br.-Bl., Sissingh & Vlieger 1939).

*Primula pedemontana* es una especie muy rara (RR) en la cordillera Cantábrica (Llamas *et al.*, 2007), territorio en el que se ha considerado una de las tres primeras plantas de interés prioritario para su conservación, en función de los resultados obtenidos mediante la aplicación del “Índice Ponderado de Prioridad” -IPP- (Jiménez-Alfaro, 2008) Se encuentra además, listada entre las 50 especies prioritarias para su conservación en Castilla y León (Llamas *et al.*, 2009a).

*Primula pedemontana* se ha catalogado bajo diversas figuras de protección en los territorios donde se distribuye. En España, fue catalogada como “*Vulnerable*” (VU D2) en la Lista Roja 2000 de la flora vascular española (Domínguez, 2000). Tras la revisión de las categorías IUCN en 2001, la planta fue reevaluada como “*En Peligro Crítico*” (CR A3c) en la Lista Roja 2008 (Moreno Saiz, 2008) y, posteriormente, y siguiendo la metodología propuesta por Iriondo (2011), fue recatalogada como “*Vulnerable*” (VU D2) (Rodríguez *et al.*, 2010a). Además, también se encuentra incluida en el listado de la Flora

parentina amenazada (Llamas *et al.*, 2003a). En la Lista Roja de Francia se le ha asignado la categoría “*Least Concern*” (LC) (IUCN France & MNHN, 2012).

Desde el punto de vista legal, en Italia está incluida en la ley regional nº45 de 7 de diciembre de 2009 (Consiglio Regionale della Valle d’Aosta, 2010), que regula la tutela y conservación de la flora alpina, mientras que en España se encuentra incluida en el Anexo II del Decreto 63/2007, de 14 de junio, por el que se crean el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León y la figura de protección denominada Microrreserva de Flora (BOCYL, 2007), bajo la categoría “*Vulnerable*”. En relación con dicho Decreto, se ha realizado una propuesta de Microrreserva (BOCYL, 2007), denominada “Microrreserva de Flora del Curavacas” (Rodríguez *et al.*, 2010b) en la que se incluyen todos los territorios no alpinos conocidos hasta la actualidad en los que se desarrolla *Primula pedemontana*.

### 1) *Sideritis borgiae* J. Andrés

Endemismo ibérico perteneciente a la familia *Lamiaceae*, que presenta biotipo de caméfito rizomatoso. Se caracteriza por poseer vello en su totalidad, hojas dentadas y semilanceoladas, tallos leñosos en la parte inferior que pueden llegar hasta los 70 cm, espiga densa de hasta 10 cm de longitud, verticilastros de siete flores, cálices pelosos con dientes subiguales de la misma longitud que el tubo (López Pacheco *et al.*, 1979).

*Sideritis borgiae* fue descrita en base a materiales encontrados en la provincia de León (López Pacheco *et al.*, 1979). Más tarde, Obón & Rivera (1994) reconocen dos subespecies para *S. borgiae*, la típica, propia de León y Orense, y la subsp. *relegata* (Font Quer) Obón & D. Rivera, en la que incluyen los especímenes de la Sierra de Gredos (Ávila). Estos autores consideran, además, que *S. lurida* es una especie distinta, llegando incluso a incluirla en una subsección diferente a *S. borgiae*. Posteriormente, Luceño *et al.* (2000) incluyen las poblaciones de Ávila, León y Orense en la combinación *S. lurida* subsp. *borgiae* y los ejemplares casi glabros de Asturias en la subespecie típica. Más tarde, Morales (2010) considera que todos los materiales mencionados corresponden a un único taxon, *S. lurida*, sin variabilidad infraespecífica. Sin embargo, siguiendo a Díaz y Penas (1984) y Obón & Rivera (1994), *S. lurida* y *S. borgiae* son suficientemente



*Sideritis borgiae*

diferentes y, teniendo en cuenta, además, lo expuesto por Llamas *et al* (2003b) y García-González *et al* (2004), parece muy poco probable que las plantas de León, Palencia y Orense tengan intercambio genético con las parecidas morfológicamente que viven en la Sierra de Gredos.

*Sideritis borgiae* fue citada por primera vez en Santa María del Monte del Condado, localidad de la provincia de León (López Pacheco *et al.*, 1979), en terreno de rañas arcilloso-silíceas del Terciario, en el dominio climácico de *Quercus pyrenaica* Willd, zonas limítrofes con la meseta leonesa que no presentan cobertura nival. Díaz y Penas (1984) recolectan este taxon en Llamas de Rueda y Venta de la Tuerta, en claros de brezales del *Ericenion aragonensis* Rivas-Martínez 1979, de nuevo en zonas de melojares de *Q. pyrenaica*. Nieto Feliner (1985) la cita en el límite entre León y Orense, en el camino de Campo Romo a Peña Trevinca, en repisas esquisto-pizarrosas, a 1800 m. Penas *et al.* (1987) herborizan esta planta en Santovenia del Monte (León), en un brezal a 920 m, y aportan además la primera cita para la provincia de Palencia, en la localidad de Quintana del Puente, en la parte suroriental de la provincia, en un encinar a 748 m de altitud. Más tarde, aparecen mencionadas otras localidades, el Puerto de Las Señales y Boñar, ambas en la provincia de León (Obón & Rivera, 1994; Luceño *et al.*, 2000) y Camporredondo de Alba, segunda cita provincial para Palencia (García-González *et al.*, 2004), esta última localizada en un brezal a 1345 m, de la asociación *Pterosparto lasianthi-Ericetum aragonensis* Rothmaler 1954 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002. Más recientemente, la especie ha sido hallada de nuevo en territorios de la provincia de León, concretamente en el Puerto de Piedrafita, en un piornal a 1853 m; en Serrilla, en un piornal a 1051 m y en Fontanos de Torío, en un brezal a 1034 m (Egido *et al.*, 2007).

Según lo expuesto por García-González *et al.* (2010b) *Sideritis borgiae* es una especie acidófila, propia de piornales y brezales en el ámbito de los bosques de *Quercus pyrenaica*, cuyo hábitat principal son los brezales del *Ericion umbellatae* (*Pterosparto lasianthi-Ericetum aragonensis*), los piornales y/o escobonales del *Genistion polygaliphyllae* (*Cytiso scopari-Genistetum polygaliphyllae*) y de forma secundaria, los melojares leoneses, castellano-cantábricos, ayllonenses y oroibéricos, del *Quercion pyrenaicae* (*Festuco braun-blanquetii-Quercetum pyrenaicae*).

Es una especie muy rara (RR), como así aparece en el listado de flora cantábrica de interés de Castilla y León (Llamas *et al.*, 2007), territorio en el que se considera una de las 20 especies prioritarias para su conservación (Llamas *et al.*, 2009a). Ha sido recogida, además, en los Listados de Flora Amenazada de las provincias de León y Palencia (Llamas *et al.*, 2003a,b).

*Sideritis borgiae* estuvo incluida en la Lista Roja de la Flora Vasculare Española 2000 bajo la categoría “*Datos Insuficientes*” (DD -*Data Deficient*-) (Domínguez, 2000), aunque posteriormente fue descatalogada en la Lista Roja 2008 de la Flora Vasculare Española Amenazada (Moreno Saiz, 2008), por considerar que esta especie se incluía dentro de *S. lurida*.

A nivel legal, figura como *Sideritis borgiae* subsp. *borgiae* en el Decreto 63/2007 de 14 de junio por el que se crean el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León bajo la categoría “*De atención preferente*” (BOCYL, 2007).

## II. Recopilación de datos bibliográficos

El primer paso fue la recopilación y revisión bibliográfica exhaustiva de la literatura disponible sobre las especies objeto de estudio, desde los puntos de vista taxonómico, corológico, biológico, ecológico y de conservación. Además, para cada taxon se tuvieron en cuenta las citas recogidas en las principales bases de datos de biodiversidad de España: El Sistema de Información de Plantas español: El Proyecto Anthos (Anthos, 2015); *the National Node for Biodiversity Information*: GBIF-Es (2015); la “Base de Datos de Flora Vasculare de Castilla y León” (VV.AA., 2002-2010), el SIVIM -Sistema Ibérico Macaronésico- (Font *et al.*, 2009, 2010) y la base de datos del Herbario LEB “Jaime Andrés Rodríguez” de la Universidad de León.

### III. Ortofotografías aéreas y mapas temáticos

Para las operaciones en las que fueron necesarias ortofotografías aéreas, se utilizaron aquellas de máxima actualidad (vuelos 2008-2013) extraídas de los servicios Web Map Service (WMS) facilitados por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) (IGN, 2014) y por la Junta de Castilla y León (ITACYL, 2014). Las curvas de nivel, el mapa hidrográfico, el de carreteras y el de construcciones han sido facilitados por la Junta de Castilla y León o bien, descargados de ésta misma plataforma web habilitada por la Junta (ITACYL, 2014).

Las variables topográficas utilizadas fueron obtenidas a partir del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) (ITACYL, 2014) con una resolución de 100x100 metros. A partir del MDE y mediante uso de un sistema SIG, se obtuvieron los mapas de orientación, pendiente y radiación solar.

Los mapas de termotipos y ombrotipos utilizados fueron elaborados por Río (2005). El mapa de termotipos, se elaboró con el Índice de termicidad compensado (Itc) como índice bioclimático de referencia, siempre que su valor fuese mayor de 120; si  $I_{tc} < 120$ , el índice utilizado fue la Temperatura positiva ( $T_p$ ). Este mapa refleja isozonas con valores de Itc, es decir, áreas que reflejan la intensidad del frío, factor limitante para muchas especies y comunidades vegetales (Rivas-Martínez, 2007). El mapa de ombrotipos fue elaborado a partir del índice ombrotérmico anual ( $I_o$ ) como índice bioclimático de referencia (Río, 2005). Este mapa refleja isozonas con valores de  $I_o$ , es decir, áreas que reflejan la disponibilidad hídrica global, permitiendo discernir entre grandes estructuras de la vegetación (Rivas-Martínez, 2007). Hay que destacar que los mapas de ombrotipos y termotipos corrigen el efecto de la altitud en las interpolaciones llevadas a cabo respecto de las estaciones termopluviométricas más importantes; un mapa de variables climáticas no es capaz de reflejar tan verazmente los cambios debidos a los accidentes orográficos. Este efecto es importante, porque en la región de Castilla y León la superficie del terreno con elevaciones superiores a las cotas de las estaciones más altas es muy elevada y algunas de las especies estudiadas se caracterizan por encontrarse en dichas zonas.

El mapa geológico fue obtenido a partir del “Mapa Geológico y Minero de Castilla y León” (JCYL, 1997).

Los mapas de parámetros climáticos de temperatura y precipitación, con una resolución espacial de 200m, fueron extraídos del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005). A partir de ellos se desarrollaron los siguientes mapas: índice de continentalidad (Ic), índice de termicidad (It), precipitación estival (Ps), temperatura estival (Ts) (Rivas-Martínez *et al.*, 2011), *degree-day* (GDD) desde junio a septiembre (Arnold, 1960) y el índice de evapotranspiración potencial de Thornthwaite (Thornthwaite, 1948).

#### **IV. Directrices de conservación**

La asignación de las categorías de amenaza se realizó en base a los criterios y manuales metodológicos desarrollados por la IUCN (IUCN, 2001; 2012). Cuando fue requerido se siguieron las directrices marcadas para la evaluación de táxones amenazados a nivel regional (Gärdenfors *et al.*, 2001; IUCN, 2003).

Las amenazas fueron estandarizadas siguiendo los esquemas de clasificación desarrollados por la IUCN (IUCN, 2013a); además de, en algunos casos, los propuestos por la Comisión Europea (European Commission, 1997). Para identificar los estreses, proponer las correctas medidas de conservación, así como para promover las investigaciones pertinentes, que garanticen la supervivencia del taxon en cuestión, se siguieron también los esquemas de clasificación IUCN (IUCN 2013b,c,d).

#### **V. Corología, demografía y censos**

Para la realización del trabajo demográfico y corológico se siguió el “Manual de metodología de trabajo corológico y demográfico” incluido dentro del Proyecto “Atlas de Flora Amenazada de España” (Albert *et al.*, 2004).

En el caso de la especie *Primula pedemontana*, de preferencias rupícolas y que se desarrolla en ambientes con dificultades para el acceso, como metodología de referencia se tomó la propuesta por Goñi *et al.* (2006), especialmente diseñada para el censo y seguimiento a distancia de dichas especies.

## **VI. Inventarios fitosociológicos**

El estudio de las comunidades vegetales se llevó a cabo siguiendo las técnicas de la metodología clásica usada en Fitosociología de la escuela sigmatista de Zürich-Montpellier o braun-blanquetista (Braun-Blanquet, 1968, 1979; Rivas-Martínez, 2007) y la nomenclatura propuesta por Rivas-Martínez *et al.* (2002).

## **VII. Herramientas tecnológicas y software específico**

### **a. Dispositivo GPS**

En la toma de datos en campo se usó un dispositivo GPS (*Global Positioning System*), modelo Garmin Etrex-Vista. La descarga de datos del dispositivo al ordenador se realizó mediante el software Ozi-Explorer (Newman & Newman, 2005).

### **b. Operaciones con SIG**

Todas las operaciones con SIG llevadas a cabo durante el desarrollo de este trabajo, algunas de ellas muy comunes, tales como la delimitación de teselas, los cálculos de áreas, la transformación, adaptación y elaboración de mapas o la preparación de variables, se realizaron mediante el uso de los programas informáticos ArcView GIS, (ArcView, 1996) y ArcGIS (ESRI, 2010).

### **c. Asignación de categorías IUCN (RAMAS Red List)**

Para aquellas especies objeto de estudio para las que fue necesario establecer una categoría de amenaza, esta se asignó mediante el uso del software específico RAMAS Red List Professional (Akçakaya & Ferson, 2007).

Esta herramienta nos ha permitido clasificar especies amenazadas bajo condiciones de incertidumbre (Akçakaya *et al.*, 2000; Akçakaya & Root, 2007), integrando los datos mediante un número difuso o *fuzzy number* (Ferson *et al.*, 1999; Akçakaya *et al.*, 2000), en el que se han incluido la estimación más probable y un rango de valores posibles (Milner-Gulland & Akçakaya, 2001). En función de las incertidumbres, la clasificación resultante se expresa como una sola categoría, o un rango de categorías (Akçakaya *et al.*, 2000). Es el evaluador quien establece la más adecuada en función de los resultados obtenidos. Al interpretar la incertidumbre asociada a los



datos, las posturas que se tomen con respecto al riesgo y la incertidumbre pueden jugar un papel importante, debido a la subjetividad asociada a los valores que considere el evaluador. Siguiendo las directrices expuestas en IUCN Standards and Petitions Subcommittee (2014), estas posturas tienen dos componentes:

- *Dispute Tolerance* (Tolerancia a la disputa): Los evaluadores deben considerar si incluirán todo el rango de valores en sus evaluaciones, o si excluirán de su consideración los valores extremos. Un evaluador con una baja tolerancia a la disputa incluiría todos los valores, por tanto aumentando la incertidumbre, mientras un evaluador con una alta tolerancia a la disputa excluiría los extremos, reduciendo la incertidumbre.
- *Risk Tolerance* (RT) (Tolerancia al riesgo): Los evaluadores deben considerar una actitud precavida o de evidencia con relación al riesgo. Una actitud precautoria clasificará un taxon como amenazado a menos que se tenga la certeza de que no lo está, mientras una actitud de evidencia clasificará un taxon como amenazado solo si hay fuerte evidencia para respaldar tal clasificación.

Es recomendable que el evaluador adopte una aptitud precavida pero realista y evite una postura de evidencia frente a la incertidumbre, cuando se apliquen los criterios (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014).

#### **d. Modelos Distribución de Especies (SDM)**

Los SDM se basan en la predicción de la distribución de las especies, entendida ésta como el conjunto del espacio geográfico en el que se puede encontrar dicha especie (Soberón, 2007). Para entender y predecir la distribución geográfica se debe conocer el nicho que, a su vez, viene determinado por el hábitat (Benito, 2009). El concepto de nicho ecológico es controvertido y ha suscitado diferentes posturas, descripciones, consideraciones y debates. Fue definido por primera vez por Grinnell (1917) para referirse la unidad espacial a la que la especie se encuentra ligada por su estructura y limitaciones. Es revisado por Elton (1927), que enfatiza el rol de las especies en el ecosistema y establece que el nicho está determinado por la biología de la especie, la de sus competidores y los gradientes de recursos.

El concepto de Hutchinson (1978) reúne características de los anteriores y determina dos conceptos de nicho: el nicho fundamental, entendido como las condiciones ambientales que determinan la presencia de una especie y, el nicho realizado o efectivo, que es el subconjunto del nicho fundamental en el que la especie puede vivir, teniendo en cuenta las competencias por los recursos y las interacciones con las otras especies. El debate se retoma de nuevo con la adaptación de estos conceptos a la teoría asociada a los SDM. Sin embargo, Araújo *et al.* (2006) cuestionan ambos conceptos, ya que cualquier caracterización del nicho es una aproximación incompleta de los factores bióticos y abióticos que determinan la presencia de una especie. Por tanto, siguiendo lo expuesto por Benito (2009), en este estudio se considera que es posible la consecución de una aproximación válida al nicho ecológico de una especie con un número limitado de variables y se asume que éste es un concepto estático en el tiempo.

En aquellos capítulos de la presente tesis en los que se desarrollaron modelos de la distribución geográfica de las especies objeto de estudio, ésta se realizó mediante el uso del software Maxent 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008). Este programa, de distribución libre y gratuita, presenta resultados positivos cuando se compara con otros métodos de modelización (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Benito & Peñas, 2007) y cuando se trabaja con un número muy bajo de presencias (Hernández *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Babar *et al.*, 2012), lo que indica su capacidad para la modelización de especies raras o amenazadas, como así determina su uso en diferentes estudios (Benito *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2009; Moreno *et al.*, 2011).

Maxent permite la estimación de la probabilidad de presencia de una especie, basándose el algoritmo matemático de “Máxima Entropía”, que realiza predicciones o inferencias a partir de informaciones incompletas. El software trabaja ajustando la probabilidad de la distribución de una determinada especie para un conjunto de píxeles de la región de estudio, maximizando la entropía de la distribución de probabilidad (Phillips *et al.*, 2006).

Para evaluar la consistencia del modelo, se han tomado como referencia los parámetros calculados por el propio programa y que analizan, entre otros, el ratio de los errores de omisión y comisión y el área predicha como una función cumulativa, de la que se extrae el valor del AUC (*Area Under the Curve*) o área bajo la curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), que representa la probabilidad de que, seleccionando al azar

una presencia y una ausencia, el modelo clasifique con un valor de idoneidad mayor a la presencia que a la ausencia. Suponiendo un valor AUC de 0.85, el modelo asignará un valor de idoneidad mayor a las presencias un 85% de las veces, que a un punto seleccionado al azar. Este método de evaluación de modelos, aunque es el más extendido, presenta ciertas limitaciones que han sido expuestas y discutidas por diferentes autores (Austin, 2007; Lobo *et al.*, 2008), por lo que no hay una metodología estándar para evaluar los modelos que esté ampliamente aceptada (Benito, 2009).

#### e. Análisis estadísticos

##### - R

R es un lenguaje y un entorno de programación que permite realizar un análisis estadístico de datos y la salida gráfica de los mismos (Crawley, 2007; R Core Team, 2015). Fue desarrollado por Robert Gentleman y Ross Ihaka en el Departamento de Estadística de la Universidad de Auckland (Ihaka, 1998). De distribución libre y gratuita, R funciona como un conjunto integrado de aplicaciones software que incorpora infinidad de “paquetes” que permiten la realización de análisis de diversa índole.

Se han utilizado los siguientes paquetes, incorporados en R: MASS (Venables & Ripley, 2002), readxl (Wickham, 2015), dplyr (Wickham & Francois, 2015), tidyr (Wickham, 2014), fitdistrplus (Delignette-Muller & Dutang, 2015) y Ggplot2 (Wickham, 2009).

##### - SPSS

SPSS es un software estadístico creado por la Universidad de Chicago, que más adelante fue adquirido y desarrollado por la empresa IBM (SPSS, 2010; 2012). Es uno de los programas más utilizados en la actualidad debido a su antigüedad y su popularidad, además de presentar una sencilla interfaz y permitir la posibilidad de trabajar con bases de datos de gran tamaño.





Capítulo 3

Conservation  
status  
and protection  
measures  
for the Spanish  
endemic plant  
*Sideritis borgiae*  
Andrés

Capítulo basado en:

**García-González M.E., Alonso-Redondo R., Alfaro-Saiz E., García R., Alonso S. & Ferreras N. (2011).** Conservation status and protection measures for *Draba hispanica* Boiss. subsp. *lebrunii* P. Monts., endemic to the altocarrionés subsector (Castilla y León, Spain). *Acta Botanica Gallica*, 158: 577-594.

## CAPÍTULO 3

### **Conservation status and protection measures for the Spanish endemic plant *Sideritis borgiae* Andrés**

#### **Abstract**

*Sideritis borgiae* Andrés is an endemic plant restricted to a small area in the Castilla y León Region of Spain, included in the regional protection catalogue. This paper provides a complete study of the currently known populations, with the aim of assigning the conservation status of the taxon in accordance with IUCN criteria using RAMAS Red List 3.0 software, as well as detecting risk factors and providing appropriate management measures to guarantee survival of the taxon. In addition, the taxonomic status is discussed and we provide chorological, biological and ecological data of interest.

#### **Keywords**

Conservation, IUCN, Ramas Red List, *Sideritis borgiae*, Spain.

## I. Introduction

*Sideritis borgiae* Andrés is a taxon endemic to Spain which is distributed throughout the northwest Iberian quadrant and has been the subject of various conservation and taxonomy studies. It was included in the Spanish Red List of Vascular Flora published in 2000, under the category “*Data Deficient*” (DD) (Domínguez, 2000), due both to lack of knowledge about its distribution and the problems it presents at taxonomic level. However, it was removed when the Spanish Red List of Vascular Flora under Threat was published in 2008 (Moreno Saiz, 2008), as it was considered to form part of the broader taxon, *S. lurida* J.Gay. At present, within the Autonomous Region it appears in Decree 63/2007 of the 14th of June, establishing the creation of the Catalogue of Protected Flora of Castilla y León and the protection mechanism known as the Micro-Reserve for Flora, in the category “Preferential treatment”, a category which is assigned to scarce species in Castilla y León which present reduced populations that could be affected by various disturbances, or that are associated with retreating or threatened habitats. In the case of *S. borgiae*, this category is justified by both the plant’s rarity and the lack of knowledge regarding its distribution. It also appears in the Cantabrian Flora of Interest in Castilla y León (Llamas *et al.*, 2007), where it has been catalogued as a very rare plant (RR). At a local level, it appears in the Lists of Flora under Threat maintained by the provinces of Leon and Palencia (Llamas *et al.*, 2003a, b).

Until now, no studies had previously been conducted to determine its area of occupancy or extent of occurrence for cataloguing according to IUCN criteria, and this article therefore presents the first results obtained for IUCN cataloguing, using the RAMAS Red List 3.0 programme (Akçakaya & Ferson, 2007). To this end, an extensive literature search was conducted, considering taxonomy, chorology, biology, ecology and conservation, and new data was also provided by the authors of this study. The study also included the compilation of all known factors posing real and potential threats to the species.

*Sideritis borgiae* was first described by Andrés (López Pacheco *et al.*, 1979), on the basis of material found in the province of León. In 1994, Obón & Rivera subordinated the plants from the Sierra de Gredos (Ávila) under *S. borgiae* with sub-species rank: *S. borgiae* subsp. *relegata* (Font Quer) Obón & D.Rivera.



In 2000, Luceño *et al.* included all previous materials in the combination *Sideritis lurida* subsp. *borgiae*, considered to encompass the populations from Ávila, León and Orense, whilst the typical sub-species included the populations from Asturias.

In 2002, Rivas Martínez *et al.* subordinated the populations from Ávila, once again with sub-species rank, but this time under *S. lurida*.

Later, in 2010, Morales reported that all the previously mentioned materials corresponded to a single taxon, *S. lurida*, with no infra-species variation.

It is our opinion that two species exist, *S. lurida* and *S. borgiae*, distinguished by the shape and size of the bracts and the number and length of the bract teeth.

## II. Materials and methods

In order to evaluate the state of the taxon in accordance with IUCN criteria (IUCN, 2001), an exhaustive literature review was first completed. In addition to journals, monographs and floras in use, the Information System on Spanish Plants (Anthos, 2015), the National Node for Biodiversity Information (GBIF-Es, 2015) and the Database of Vascular Flora of Castilla y León (VV:AA., 2002-20010) were consulted for this review, together with the material deposited in the MA, SALA and LEB herbaria (Annexe 3.1).

Based on an analysis of the literature and study of the materials, we have selected the citations we consider correct and which are, in our opinion, the only ones which correspond to the taxon *Sideritis borgiae*. Such prior analysis was essential, since this is a controversial taxon as regards its taxonomic category and nomenclature. Furthermore, it was of particular importance to exercise rigour in these preliminary taxonomic and chorological studies due to the considerable influence they would have on the results, which in turn would determine the category of threat assigned to the taxon.

The selected citations were used to generate a layer of points representing the real distribution of the taxon using ArcGIS 9.2. software (ESRI, 2010). For the final map, the background was constructed using a geo-referenced orthophoto obtained from the Landsat satellite (Iberpix, 2015).

It should be noted that the precision of the citations was not always the same; in some cases, a point marked with GPS in the field was available, but in the case of older citations, sometimes only a 10x10 or 1x1 UTM grid reference was available, or a toponymic reference to the closest municipality, site or urban centre. Consequently, in order to georeference the citations according to the level of information in each case, 10x10 UTM grid cell centroids were used, together with 1x1 UTM grid cell centroids, municipality centroids or the exact GPS location.

In assigning conservation status, 2001 IUCN criteria were followed and to ensure the evaluation was as objective as possible, the RAMAS Red List programme (Akçakaya & Ferson, 2007) was used. This programme is a very useful tool, enabling species under threat to be catalogued quickly and objectively. It has already been used with success to catalogue other endemic Iberian flora with a restricted distribution (Navarro *et al.*, 2003; García-González *et al.*, 2011). As it is an endemic plant exclusive to these territories, the taxon evaluation is presented as a global assessment. The terms “population”, “sub-population” and “locality” have been used in accordance with Bañares *et al.* (2004), rather than in the specific sense established by the IUCN (2001).

In order to calculate generation length (for criteria A, C and E) the RAMAS Red List Professional Temporal Analysis Module software was used.

In order to calculate the taxon’s extent of occurrence and area of occupancy, the RAMAS Red List Professional Spatial Analysis module was employed, using a distribution map for the taxon which had been generated in ArcGIS as a shapefile (\*.shp). This tool considers the criteria B1 and D2 to calculate extent of occurrence, and criterion B2 to calculate area of occupancy. It also considers the possible existence of continuous decline and/or extreme fluctuations in both cases. The programme provides options for calculating both extent of occurrence and area of occupancy as fuzzy numbers using spatial uncertainty and observation reliability measures (Akçakaya &

Ferson, 2007). The Spatial Analysis module calculates the extent of occurrence based on Delauney triangulation but also allows for the exclusion of some of the triangles included in the polygon generated. An alpha-hull was used to control the exclusion of surface areas, so that the programme excluded any triangle whose perimeter was greater than the average perimeter of all triangles multiplied by a specified value ( $\alpha$ ), in this case,  $\alpha=2$ .

The Spatial Analysis module also permits the incorporation of uncertainty and reliability data regarding locality. Thus, it was possible to take into account the fact that not all citations provided the same level of geographic precision, as mentioned previously (uncertainty), and were not all equally reliable, since although the majority of the citations considered had supporting specimen sheets, all of which were revised (maximum reliability), there was one citation which we were unable to verify as the corresponding herbarium specimen sheet appeared to have been lost and could not be located (minimum reliability). This citation, considered unreliable, corresponded to Quintana del Puente, a locality in the province of Palencia (LEB 29499).

Both uncertainty and reliability of the citations were incorporated into the programme as a database field containing the points considered and the categories assigned in each case according to the following criteria:

In the case of uncertainty, 3 categories were assigned with their corresponding radius of uncertainty (in metres):

- 0 for citations providing GPS references, with a radius of uncertainty of 0 m
- 1 for citations georeferenced as 1x1 UTM grid cell centroids, with a radius of uncertainty of 1000 m
- 2 for citations georeferenced as 10x10 UTM grid cell centroids or municipal centroids, with a radius of uncertainty of 10000 m

In the case of reliability, 2 categories were assigned:

- 0 for minimum reliability (citations without herbarium specimen sheets)
- 1 for maximum reliability (citations with herbarium specimen sheets, revised and verified)

By incorporating uncertainty into the calculation of extent of occurrence and area of occupancy, it was possible to calculate the minimum and maximum for these parameters, and represent them as a fuzzy number.

To calculate area of occupancy, the grid size used was 2000 m.

Using the data calculated for EOO and AOO, we obtained the taxon's threat category, together with the criteria which justified that category.

To enumerate potential and real risk factors that could have a negative impact on the conservation status of the species, the risk coding employed by the European Commission on 2000 Natura Network forms (European Commission, 1997) was used.

### **III. Results and discussion**

#### **a. Taxonomic and nomenclatural notes**

Once all the specimens initially identified as *Sideritis lurida* and *S. borgiae* (Annexe 3.1) had been revised, our conclusion was as follows: to uphold the existence of both species, without infra-species categories. The distinguishing features between the species are the shape and size of the bracts, and the number and length of the bract teeth, as detailed in Table 3.1. Images of the taxa are shown in Annexe 3.2. In our opinion, the characteristics assigned to the subsp. *relegata* (Obón & Rivera, 1994) form part of the variations within the species *S. lurida* and lack the necessary consistency to support infra-species rank.

Consequently, we consider that only those populations located in the Mediterranean zones of the provinces of León and Palencia present the distinguishing features of *Sideritis borgiae*, whilst the remaining materials from populations in Ávila, Orense, Zamora, Asturias and the temperate zone of León correspond to *S. lurida*. Likewise, we corroborated the behaviour of *S. borgiae* as a species endemic to the foothills of Palencia and León, which, according to the classification of Rivas-Martínez (2007), corresponds from a biogeographic point of view to the Planileonese sector (Carpetan-Leonese sub-province, Western Iberian Mediterranean province, Western Mediterranean sub-region, Mediterranean region). This behaviour has already been reported by Díaz & Penas (1984).

**Table 3.1.** Bracts measurements in *Sideritis borgiae* and *Sideritis lurida*.

Bracts	<i>Sideritis borgiae</i>	<i>Sideritis lurida</i>
Form	broadly ovate to suborbicular	subtriangular to ovate-lanceolate
Width	12-18 mm	10-12 mm
Teeth per side	9-12	4-7(9)
Length of teeth	3-7 mm	2-3(5) mm

As regards nomenclature, the taxons studied corresponded to:

*Sideritis borgiae* J.Andrés in M.J. López Pacheco, J. Andrés Rodríguez & J.M. Losa Quintana, Dos nuevas espec. fl. leonesa [3] (1979).

≡ *Sideritis lurida* J.Gay subsp. *borgiae* (J.Andrés) Luceño, B.García & A.González, Anales Jard. Bot. Madrid 57(2): 412. 2000 [1999 publ. Jan 2000] p. p.

*Sideritis lurida* J.Gay in Durieu, Pl. Astur. Exsicc. no. 248. 1836, see J. Bot. 67: 151. 1929.

= *Sideritis borgiae* J.Andrés subsp. *relegata* (Font Quer) Obón & D.Rivera. Taxon. Rev. Sect. Sideritis (Labiatae) 506. 1994; Phanerogam. Monogr., 21.

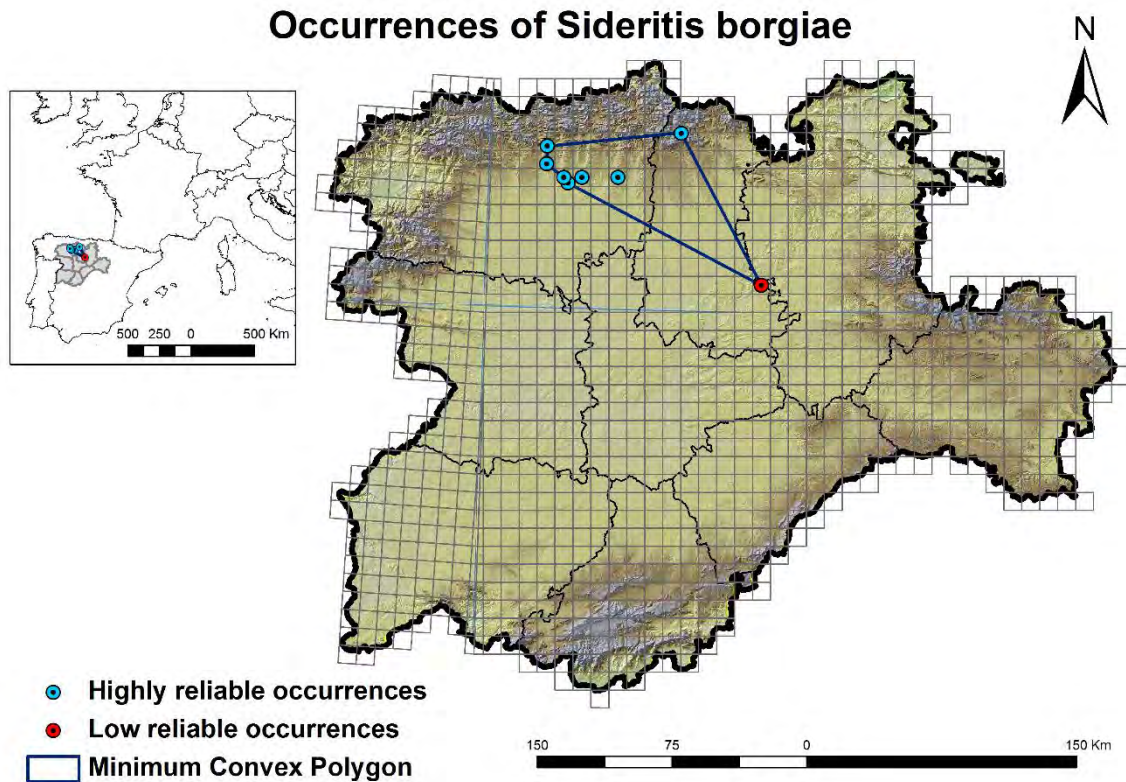
= *Sideritis lurida* J.Gay subsp. *relegata* (Font Quer) Rivas Mart., Fern.Gonz. & Sánchez Mata, Itinera Geobot. 15(2): 707 (2002).

= *Sideritis hyssopifolia* Georgi var. *relegata* Font Quer. Bol. Soc. Esp. Hist. Nat. 25: 268. 1925.

= *Sideritis lurida* var. *relegata* (Font Quer) Font Quer. Cavanillesia 7: 178. 1936.

## b. Chorology

*Sideritis borgiae* is endemic to a restricted area within the northwest of the Iberian Peninsula, and to date has only been found in the provinces of León and Palencia, with populations distributed throughout the biogeographic sector of the León plateau (Figure 3.1). As it is an endemic plant which grows exclusively within a highly specific area, it would seem evident that it can be considered rare, both at peninsula and at Autonomous Region (Castilla y León) level.



**Figure 3.1:** Map of present distribution of *Sideritis borgiae*.

The taxon was described by Andrés in López Pacheco *et al.* (1979) from materials collected in Santa María del Monte del Condado (León), growing on clayey and siliceous Tertiary fanglomerate in a *Quercus pyrenaica* Willd climax vegetation domain.

Later, Díaz & Penas (1984) reported the presence of this taxon in Llamas de Rueda (León) and Venta de la Tuerta (León), growing in *Ericenion aragonensis* heathland clearings, in a *Quercus pyrenaica* Willd climax vegetation domain. The specimen sheet deposited in 1985 by Penas *et al.* in Villafeliz de la Sobarrriba (León) is held in the LEB herbarium, number 45218.

In 1987, Penas *et al.* collected this plant in Santovenia del Monte (León), at 920 m, on heathland. They also provided the first citation for the province of Palencia, in Quintana del Puente, located in the southeast of the province and close to the border with Burgos, at 748 m in a holm oak wood. It has not been possible to corroborate this citation, as the corresponding herbarium specimen sheet has been lost. Therefore, in this study the citation was assigned the category of minimum reliability. Furthermore, the

ecological data (in a holm wood, probably on basic substrate) and its castilian-duriensean location, beyond the Planileonese sector, would seem to suggest the possibility that this is not an example of the taxon under study.

Specimen sheet number 85426, prepared by Andrés in 1988 in the locality of La Robla (León), is held in the SALA herbarium.

More recently, García-González *et al.* (2004) provided a second citation for this plant in Palencia, in the locality of Camporredondo de Alba, located in the Natural Park of Fuentes Carrionas and Fuente Cobre-Palencia mountains, in a *Pterosparto lasianthi-Ericetum aragonensis hypericetosum burseri* heathland, at 1345 m.

As mentioned in the previous section, all existing citations of the taxon not included in the areas indicated of León and Palencia, correspond to *Sideritis lurida*. This is the case of the plants found at the following localities: Peña Trevinca, between the provinces of Orense and León (Nieto Feliner, 1985 -sub *Sideritis borgiae*-; Obón & Rivera, 1994 -sub *S. borgiae* subsp. *borgiae*-); Puerto de Piedrafita, Serrilla and Fontanos de Torío, in the province of León (Egido *et al.*, 2007 -sub *S. borgiae* subsp. *borgiae*-); Puerto de Las Señales and El Boñar, in the province of León (Obón & Rivera, 1994 -sub *S. borgiae* subsp. *borgiae*-) and, lastly, the populations found in the Sierra de Gredos central massif, in the province of Ávila (Luceño *et al.*, 2000 -sub *S. lurida* subsp. *borgiae*-).

### c. Ecology

*Sideritis borgiae* is an acidophilic species, typically found in association with heather and broom populations growing around *Quercus pyrenaica* Willd woodlands.

The heathlands in which this plant has been located, and which according to our observations constitute its optimal habitat, are formed by the association of *Pterosparto lasianthi-Ericetum aragonensis* Rothmaler 1954 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002. These communities form tall scrubland on well-drained skeletal soils on hillsides and crests. They are distributed throughout supra-Mediterranean zones, and also penetrate sub-Mediterranean supra-temperate zones with continental tendencies, always in a low, or at least sub-humid

ombrotype. They represent the stage of maximum degradation of various acidophilic deciduous woodlands, basically eurosiberian and mediterranean oak woods of *Q. pyrenaica*. Specifically, *S. borgiae* appears in sub-association with *cistetosum laurifolii* Losa *et al.* 1979, typical of the supramediterranean level of the Planileonese sector and characterised by the presence of *Cistus laurifolius* L., *Arctostaphylos uvae-ursi* subsp. *crassifolia* (Braun-Blanq.) Rivas Mart. in De la Torre, Alcaraz & M.B.Crespo, *Thymus mastichina* (L.) L. and *Lavandula pedunculata* (Mill.) Cav. It has also occasionally been found in sub-association with *hypericetosum burseri* Puente, Penas & López Pacheco 1987, which indicates proximity to temperate climates.

It is less common to find this plant in communities of the broom *Cytiso scopari-Genistetum polygaliphyllae* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984. These grow in supramediterranean and supratemperate zones under subhumid-hyperhumid ombrotypes. Widely distributed throughout north western Iberia, they attain optimal distribution in carpetan-leonese, iberian-sorian and orocantabrian territories. They form the substitution stage of various acidophilic deciduous woodlands (*Q. pyrenaica* oaks, beech and sessile oaks).

Secondarily, it is also found in oak woodlands populated by *Festuco braun-blanquetii-Quercetum pyrenaicae* Br.-Bl. 1967 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002. These woodlands grow on poor, deep soils and are distributed throughout submediterranean leonese, castilian-cantabrian, ayllonese and oroiberian supramediterranean or supratemperate zones, under a subhumid or hyperhumid ombrotype. They produce numerous flowers with abundant nemoral features (*Festuca heterophylla* subsp. *braun-blanquetii* Fuente, E.Ortúñez Rubio & Ferrero Lom., *Pulmonaria longifolia* Bast. ex Boreau, *Teucrium scorodonia* L., *Stellaria holostea* L., etc).

The types of vegetation mentioned correspond to the following habitats of European community interest: 4030 “dry European heathland”, 4090 “endemic Oro-Mediterranean heathland with broom” and 9230 “Galician-Portuguese oak woodlands with *Quercus robur* and *Quercus pyrenaica*” (BOCYL, 2007).



**d. Taxon evaluation: conservation status**

Once data had been processed using the RAMAS Red List programme, the results obtained were as follows:

For generation length, bearing in mind that first reproduction occurs in year 2, and varying adult survival rates between 0.8 and 0.9, we obtained an interval of [7.0;12.0]. 8 sites where the plant was found were considered (Figure 3.1). 7 of 8 occurrences are highly reliable (87.5%), 1 presented a degree of uncertainty of 0, 1 presented a degree of uncertainty of 1 and 6 presented a degree of uncertainty of 2.

For extent of occurrence (EOO), the result obtained is represented by the trapezoidal fuzzy number [274.9;360.2;1149.3;4989.9], in km<sup>2</sup>. This number implies that the true extent of occurrence is around 360.2 to 1149.3 km<sup>2</sup>, but that it is surely within the range 274.9 to 4989.9 km<sup>2</sup>. This fuzzy number incorporates both the uncertainty and the reliability of the citations studied, together with the triangles excluded employing the alpha-hull method.

The surface area of the convex hull (minimum convex polygon) was 4143.2 km<sup>2</sup>. The extent of occurrence represented as the percentage of the convex hull was 27.7%, with a minimum of 27.7% and a maximum of 120.4%. The graph (Figure 3.2) shows the EOO using both all occurrences and only the highly reliable occurrences. Red triangles represent the areas excluded using the alpha-hull value ( $\alpha=2$ ). Figure 3.3 shows the EOO results as a fuzzy number graph. Figure 3.4 shows the EOO calculated as a function of exclusions based on alpha.

### Extent of Occurrence (EOO)

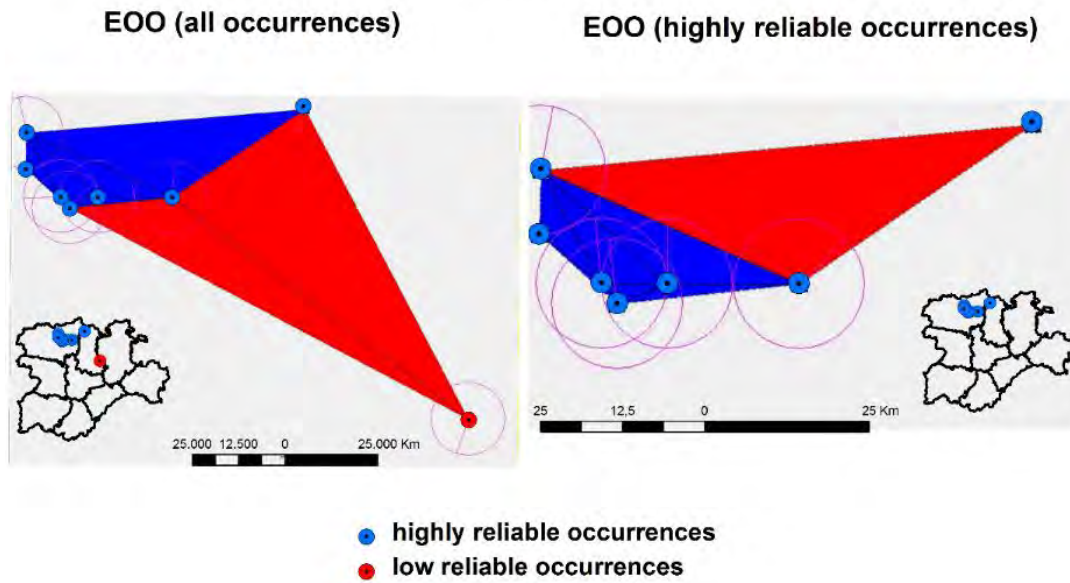


Figure 3.2: Graph of the extent of occurrence (EOO) of *Sideritis borgiae*.

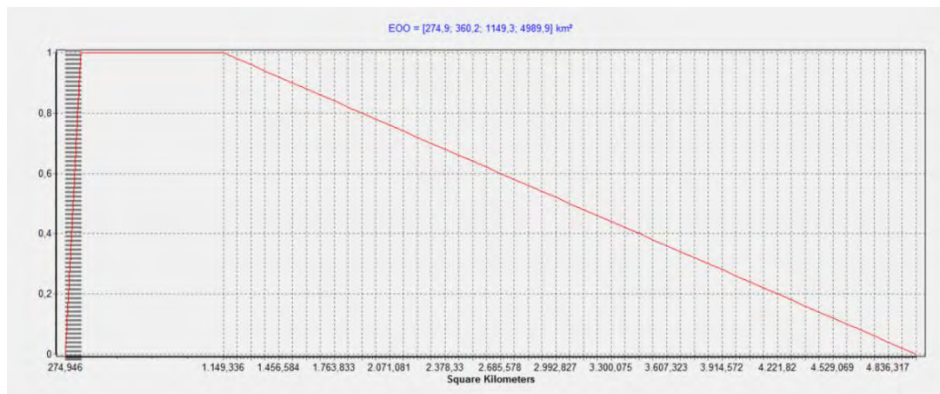


Figure 3.3: Extent of occurrence (EOO): fuzzy number graph.

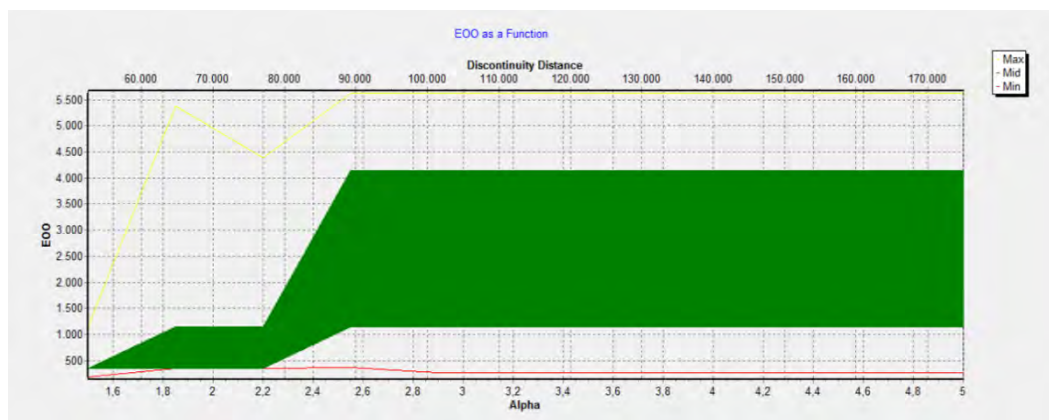
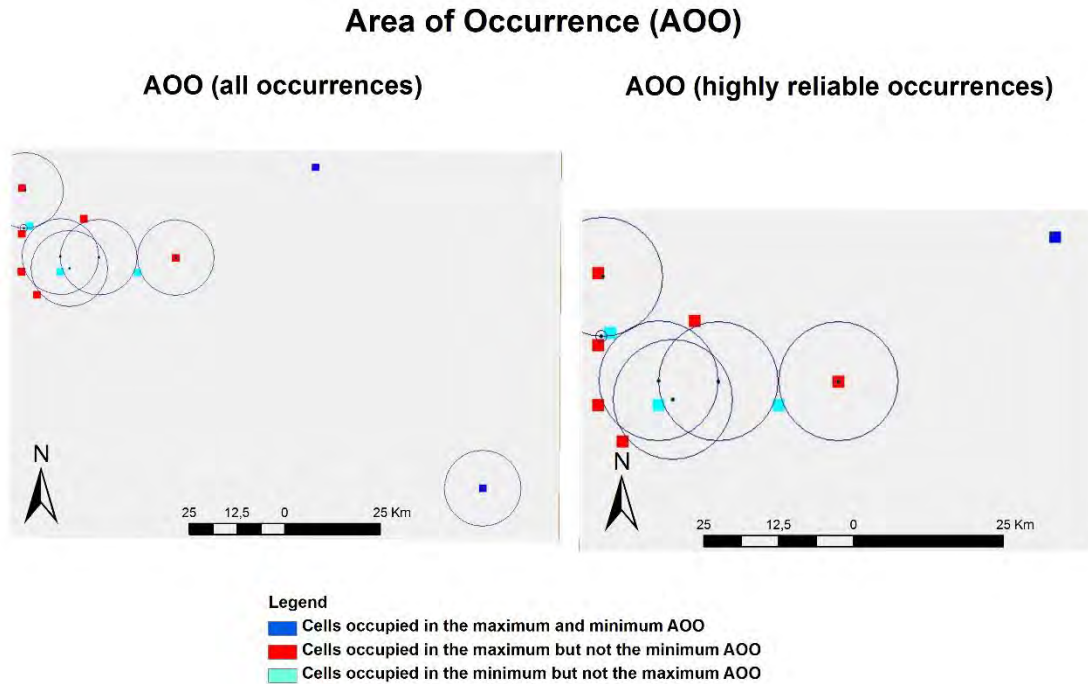
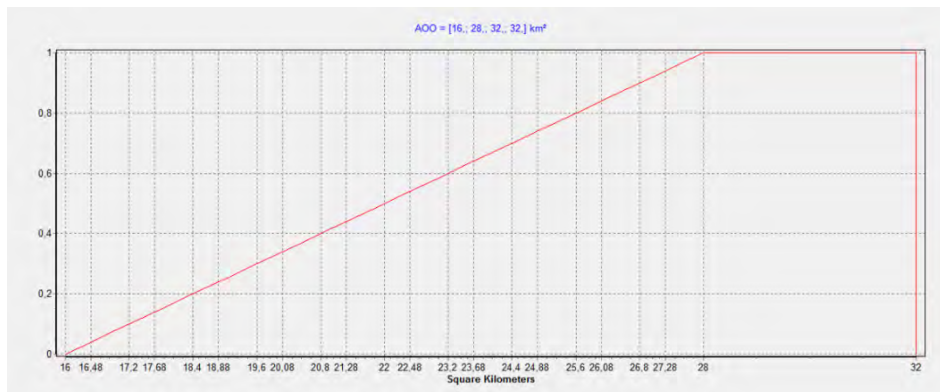


Figure 3.4: Extent of occurrence (EOO): function of exclusions based on alpha-hull value.

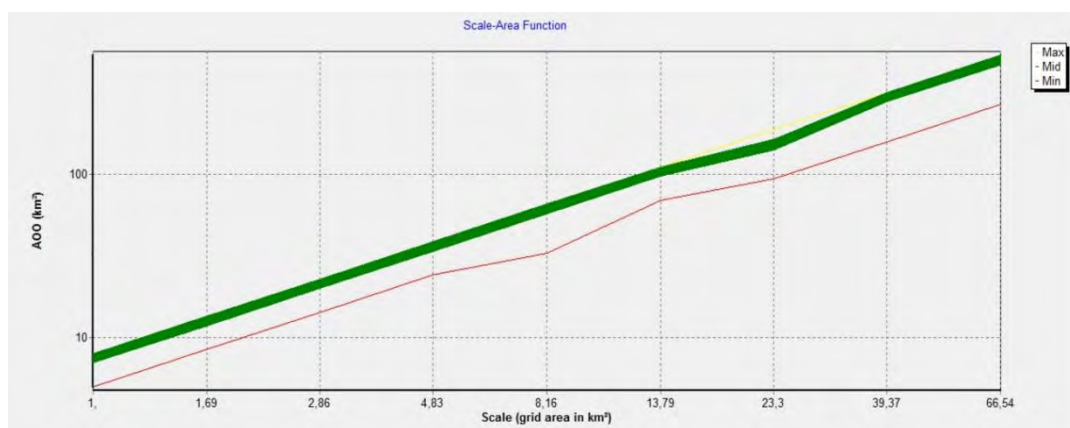


**Figure 3.5:** Graph of the area of occupancy of *Sideritis borgiae*.

For area of occupancy (AOO), the result obtained is represented by the trapezoidal fuzzy number [16;28;32;32], in km<sup>2</sup>. This number implies that the true area of occupancy is around 28 to 32 km<sup>2</sup>, but that it is surely within the range 16 to 32 km<sup>2</sup>. This fuzzy number incorporates both the uncertainty and the reliability of the citations studied. The graph (Figure 3.5) shows the AOO using both all occurrences and only the highly reliable occurrences. It shows occurrence locations with their uncertainty radii. The different location uncertainty is represented by the different size of the radius. Figure 3.6 shows the AOO results as a fuzzy number graph. Figure 3.7 shows the AOO estimate as a function of grid size (scale-area relationship).



**Figure 3.6:** Area of occupancy (AOO): fuzzy number graph.



**Figure 3.7:** Area of occupancy (AOO): function of grid size.

Given the results shown above, *Sideritis borgiae* is classified with status VU (*Vulnerable*) listed according to the criteria B1ab(i,ii)+2ab(i,ii):

- B1: limited geographical distribution by extent of occurrence, since the extent of occurrence is under 20000 km<sup>2</sup> (actual figure 1149.3 km<sup>2</sup>)

- B2: limited geographical distribution by area of occupancy, since the area of occupancy is under 2000 km<sup>2</sup> (actual figure 32 km<sup>2</sup>)

- Sub-criterion a: fewer than 10 locations are known (in fact, 8)

- Sub-criterion b: continuing decrease in extent of occurrence (i) and area of occupancy (ii) is considered

The incorporation of uncertainty into the classification process indicates that another plausible category may be *Least Concern* (LC), since sub-criterion b is considered when processing uncertainty, but there is no documented proof of this process, although there are signs, or suspicions, that this may be the case.

Nevertheless, given the results obtained, it is our considered opinion that *S. borgiae* should remain on the Catalogue of Protected Flora of Castilla y León, and that its taxon category should be changed from “*Preferential treatment*” to “*Vulnerable*”. This category, established by the Decree, does not correspond to the IUCN category VU, but rather to the category established in article 29 of Law 4/1989 of the 27<sup>th</sup> of March, which includes those species which are at risk of entering higher risk categories in the near future if the adverse factors affecting them are not addressed. This change of category is justified not only by the results obtained for IUCN cataloguing with the RAMAS Red

List programme, but also by the fact that since this taxon is endemic to Castilla y León, the responsibility for its conservation lies to a large extent with this Autonomous Region. A cautious approach is therefore required, to guarantee that it is protected in the most effective way possible. Our revision of all the specimen sheets collected (Annexe 3.1) in order to identify which citations were correct and which were not, has considerably reduced the species' known area of distribution to a far more restricted area than was previously thought, a further reason for assigning this plant to a higher protection category. Furthermore, it would appear to be highly probable that the citation in Palencia, assigned the category of unreliable, does not correspond to this taxon, implying a still greater reduction in the results obtained for extent of occurrence and area of occupancy for this species.

Including this species in the “*Vulnerable*” category in the Catalogue of Protected Flora of Castilla y León would imply its protection throughout the Autonomous Region, prohibiting any action undertaken with the aim of destroying it, mutilating it, cutting it or pulling it up, including intentionally changing adjacent soil in order to avoid its propagation, or collecting its seeds, pollen or spores, without prior official permission. Furthermore, the Environmental Bureau should take steps to ensure that any actions carried out in the natural environment minimise negative impacts or changes to the species, in order to maintain a favourable conservation status.

#### e. **Real and potential threats**

The real and potential threat factors that might have a negative influence upon the conservation status of the taxon are listed below using the risk coding employed by the European Commission in the Natura 2000 network forms (European Commission, 1997). As regards factors posing a threat to the known populations, these are similar in all cases, and thus a general analysis is provided, indicating where appropriate any individual differences in each specific case.

**140. Pastoral farming.** It may be that much greater competition from livestock in the past had a negative effect on the species, eliminating potential habitats in favour of pasture. This transformation of the habitat probably reduced plant numbers. These days, however, a reduction in competition from livestock has favoured the development of heathlands and tracts of broom, optimum habitats for this species. In consequence, the

population may have increased through recolonising by nearby populations of enclaves where grazing has decreased.

**165. Scrubland clearance.** This type of activity is carried out in areas occupied by tracts of broom, which would otherwise represent potential habitats for this species, with the aim of creating pasture. Consequently, it could represent a serious threat.

**180. Burning.** Associated with the livestock farming mentioned previously, abusive burning in the past may have affected *S. borgiae*, although we do not know this taxon's capacity for regeneration after fire. These days, fires (both intentional and natural) occur with considerably less frequency, although burning is still practiced in some places, mainly affecting heathland.

**250. Plant collecting.** This is a threat to all plants which have some direct use for humans, as in this case. Many species of *Sideritis* are used in infusions ("mountain tea") and confusion between *S. hyssopifolia* L and *S. borgiae* represents a threat to the latter.

**604. Tracks and trails.** Some of the areas where this plant is found are close to trails and paths, presenting a clear threat since these facilitate human access and are therefore directly related to the risk of trampling or collection.

The greatest threat, however, is posed by actions taken to eliminate scrubland (clearing or burning) in order to encourage pasture, since these actions affect the species' optimum habitats. Only one of the populations found, that at Camporredondo de Alba in the province of Palencia, was located within a natural protected area, the Natural Park of Fuentes Carrionas and Fuente Cobre-Palencia Mountains (BOCYL, 2000), LIC-ES4140011 of the same name (DOUE-Es, 2004). This fact in itself provides some guarantee that the plant will be protected, although it would be advisable to include specific protection measures in the Spanish Use and Management Master Plan (*Plan Rector de Uso y Gestión* - PRUG) for the area.

#### f. **Proposed Management Measures**

- Taking periodic censuses of the species, and conducting studies on its population dynamics in order to ascertain the exact number of individuals in existence, and predict possible future fluctuations.

- Undertaking intensive, systematic searches for other populations of the species in nearby territories presenting similar ecological conditions.

- Prohibiting any act that implies the destruction or changing of plant cover. This would include cutting timber, clearing land, ploughing, new reforestation, installing power cables and telephone wires, setting up ski runs, wind-farms or aeriels, prospecting or mining, and the like.

- Collecting germplasm, with storage of genetic material and the development of germination and seed viability tests.

- Carrying out exhaustive studies related to the biology of the species that hitherto have not been undertaken, especially studies of its reproductive biology.

### **Acknowledgements**

This work was carried out in part within the framework of a specific agreement for collaboration between the University of Leon and the Environmental Bureau [Consejería de Medio Ambiente] of the Castilla y León Regional Government [Junta de Castilla y León]. This relates to the undertaking of scientific work linked to the implementation of Decree 63/2007 of the Castilla y León Regional Government, of 14 June 2007, which established the Catalogue of Protected Flora for Castilla y León and the protection mechanism named a Micro-Reserve for Flora. We wish to acknowledge Dr. Akçakaya for his help in the use of the RAMAS Red List software.

**Annexe 3.1:** Studied material.

*Sideritis borgiae*

**SPAIN.** LEÓN: Llamas de Rueda, 30TUN22, 3-VIII-1982, A. Penas & M.E. García, LEB 13076. Villafeliz de la Sobarriba, 16-VIII-1985, A. Penas & al., LEB 45218. Santa María del Monte del Condado, 30TUN0172, en terreno de raña arcilloso-silíceo del Terciario, dominio climácico de melojar, 11-VIII-1972, J. Andrés, LEB 173. Santa María del Condado, 20-VIII-1973, J. Andrés, LEB 20102. Santovenia del Monte, 30TTN92, 16-VIII-1985, A. Penas & al., LEB 29504. Venta de la Tuerta, comunidades del Genistello-Ericetum aragonensis arctostaphyletosum, 3-VII-1982, J. Pérez Carro & P. Fernández Areces, LEB 13957. La Robla, 2-VII-1988, J. Andrés, SALA 85426. **SPAIN.** PALENCIA: Camporredondo de Alba, 30TUN64, 1345 m, Pterosparto lasianthi-Ericetum aragonensis, 8-VII-2003, M.E. García, R. Alonso & R. Martínez, LEB 82399. Quintana del Puente, 30TVM06, 748 m, encinares, 3-VIII-1985, A. Montero, LEB 29499 (missing).

*Sideritis lurida*

**SPAIN.** ASTURIAS: Tchagueño d'Arriba, pr. Cerredo. Degaña, 29TQH0757, 1700, Matorral, 13-VIII-1999, C. Aedo, J.J. Aldasoro & J. Muñoz, MA 542685. Cueto de Arvas, supra lacunam, pr. Leitariegos, 1750, in saxosis arenaceis, 05-VIII-1935, Font Quer & Rothmaler, MA 100498. Laguna de Arvas. Leitariegos, 29TQH0963, 1750, En ladera sobre cuarcitas, F.Gómiz, LEB 51588. Laguna de Arvas, pr. Leitariegos, 1700, in saxosis arenaceis, 05-VIII-1935, Font Quer & Rothmaler, MA 100499. Puerto de Leitariegos-Laguna de Arvas, borde de camino, 12-VII-1974, Ladero & E. Valdés, MA 201257. Laguna de Arvas. Leitariegos, Pedregales, 12-VII-1974, Rivas Goday, Ladero & Valdés, MA 205467. Puerto de Leitariegos, Laguna de Arvas, 29TQH1063, 1700, 02-VII-1982, S. Castroviejo, P. Coello, P. Galán & G. Nieto, MA 435915. Laguna de Arvas, MA 435952. Laguna de Arvas, 30-VII-1970, J. Andrés, R. Carbó & García Prieto, LEB 3320. Laguna de Arvas, Puerto de Leitariegos, 22-IX-1974, J. Andrés, LEB 9468. Laguna de Arvas-Leitariegos, 29TQH0963, gleras silíceas, 6-VII-1982, E. Puente, LEB 13795. Laguna de Arvas, Leitariegos, gleras silíceas, 14-VIII-1982, E. Puente, LEB 14185. Laguna de Arvas, Leitariegos, 30-VII-1970, J. Andrés, R. Carbó & García Prieto, LEB 20104. Laguna de Arvas. Leitariegos, 22-IX-1974, J. Andrés, MA 485702. Laguna de



Arvas, 30-VII-1970, Andrés & Carbó, MA 332512. Laguna de Arvas, Leitariegos, 29TQH06, glera silíceas, 21-VII-1985, E. Puente, SALA 12068. **SPAIN. LEÓN:** Leitariegos, 30-VII-1970, J. Andrés, R. Carbó & García Prieto, LEB 3319. Valle de Orallo, 26TQH16, claro de piornal, 30-VIII-1984, E. Puente, LEB 26234. Puerto de Las Señales, Maraña, 30TUN1791971575, 1651, suelo descarnado en claro de piornal, 24-VIII-2007, F.del Egado, LEB 92144. Puerto de Las Señales, 27-VII-1979, Casaseca, Fernández Díez, Amich, Rico & Sánchez, MA 256327. Boñar, 11-VII-1972, J. Borja, MA 290645. Puerto de Las Señales, 26-VII-1979, Casaseca, Fernández Díez, Amich, Rico & Sánchez, SALA 23441. Puerto de Piedrafita, Valle de Aguazones, 30TTN849682, piornal, 1853 m, 24-VIII-2004, F. del Egado, LEB 82987. Serrilla, 30TTN938500, piornal, 1051 m, 10-VI- 2005, F. del Egado, LEB 84427. Fontanos de Torío, 30TTN901388, brezal, 1034 m, 4-VI-2006, F. del Egado, LEB 84432. **SPAIN. ORENSE:** Carballeda, Peña Trevinca, Fonte da Cova, 29TPG8687, 1760, prados altitudinales, 29-VI-1994, M. Carrasco, F. Castilla, M.A. Martín & M. Velayos, MA 542991. Peña Trevinca, 1800, en ladera soleada sobre pizarras, J. Borja, MA 290644. Casayo- Peña Trevinca, 29TPG7299, 1800, sobre pizarras, 28- VII-1983, E. Bayón, S. Castroviejo & G. Nieto, MA 258249. **SPAIN. ÁVILA:** Sierra de Gredos. Macizo Central, Callejón de los Lobos, 30TUK0260, 2180, pedreras, 19-VII-1998, M. Luceño, B. García & A. González, MA 612010. Sierra de Gredos. Macizo Central, Garganta de los Conventos, 30TUK1462, 1800, claros pedregosos de piornal, 03-VII-1998, M. Luceño, B. García & A. González, MA 612011. Sierra de Gredos. Macizo Central, Garganta de los Conventos, 30TUK1462, 1800, claros pedregosos de piornal, 28- IX-1998, B. García, MA 612012. Sierra de Gredos. Macizo Central, Canal de Risco Negro, 30TUK0659, 2050, pedreras, 02-VIII-1998, M. Luceño, B. García & A. González, MA 612013. Sierra de Gredos. Macizo Central, Garganta de los Conventos, 30TUK1462, 1820, claros pedregosos de piornal, 28-IX-1997, B. García, MA 612014. Sierra de Gredos. Macizo Central, Callejón de los Lobos, 30TUK0260, 2200, 03- IX-1977, A. González, MA 476513. **SPAIN. ZAMORA:** Ferreras de Abajo, Fuentelcaño, 29TQG3943, 800, Cultivos en proceso de abandono, 12-VI-1996, J.L. Gutiérrez, MA 642499.

**Annexe 3.2:** Images of the taxa.



A. *Sideritis borgiae* J. Andrés [M.E. García, R. Alonso & R. Martínez s.n., LEB 082399-].

[© Herbario LEB "Jaime Andrés Rodríguez" (University of León). Reproduced with permission]



B. *Sideritis lurida* J.Gay [J. Andrés, R. Carbó & G. Prieto s.n., LEB - 20104].

[© Herbario LEB “Jaime Andrés Rodríguez” (University of León). Reproduced with permission



# Capítulo 4

A new method for calculating  
Risk Tolerance in the assessment  
of threatened flora



**Alonso-Redondo R., Paz Canuria E. de, Alonso-Herrero E., García-González M.E., Alfaro-Saiz E. (2013).** A new method for calculating Risk Tolerance in the assessment of threatened flora. *Journal for Nature Conservation*, 21: 414-422.

Fotografía de portada del Capítulo 4: Vista del valle del Cerrato

## CAPÍTULO 4

### **A new method for calculating *Risk Tolerance* in the assessment of threatened flora**

#### **Abstract**

This paper reports on a proposed method for evaluating threat categories for regional flora, based mainly on phytogeographical data. The method involves the creation of current distribution maps, analysis of threat factors and use of the RAMAS Red List software to facilitate rapid and objective classification of taxa in accordance with 2001 IUCN criteria. In order to ensure a more objective approach by the assessor and reduce the range of uncertainty, an index was created for calculating Risk Tolerance (*RT*) that enabled adjustment of the results obtained and thus supplemented the software used. For trial purposes, the proposed model was applied to Spanish gypsophilous flora currently protected under Spanish regional legislation. When classified using the new model, the taxa in question were placed in very different categories, ranging from “*Least Concern*” (LC) to “*Endangered*” (EN), indicating the need to redefine both their current legal status and recommended management measures. Use of this method will enable scientists to optimize available information on the geographical distribution of endangered taxa, and help governments both to optimize their financial investment in conservation and to define their priorities. The authors endorse the use of IUCN categories in legal protection texts, and advocate as essential a greater degree of coordination between scientists and governments.

#### **Keywords**

Conservation prioritization, Conservation status, Endangered species, RAMAS Red List, Risk Tolerance.

## I. Introduction

The lists of protected species established in legal documents at regional and state level are not always supported by objective studies and criteria arrived at by consensus, that explain the need for action and for conservation of the species in question. In most cases, the scientific information to hand is of an exclusively geographical nature; few data are available pertaining to population size and/or demographic structure, and population-trend analyses are scarce. Since analyses of this kind clearly require sustained effort over several years, together with financial support which is often difficult to obtain, they are carried out only for a few species, generally the rarest. A first level of analysis aimed at confirming the protection category established under current legislation is essential in order to define conservation priorities (Pärtel *et al.*, 2005) and update classifications. Ideally, this analysis should be conducted prior to including a taxon in the list of legally-protected species, though in practice this is not always feasible. The present study sought to design a method that would enable optimization of the available information on geographical distribution in order to ensure objective, accurate classification, and in turn optimize the economic resources allocated by public administrations.

In terms of biodiversity conservation, it is important to ensure that any method devised prioritizes conservation objectives with a view to optimizing the scarce economic resources available, which are always insufficient. This issue, a matter of concern to scientists and politicians over the last ten years (Ferraro, 2003; Naidoo *et al.*, 2006; Murdoch *et al.*, 2007; Arponen *et al.*, 2010; Arponen, 2012), has acquired even greater significance in the current period of economic crisis. Some authors argue that other criteria, in addition to threat categories, should be used to help politicians allocate management resources (Marsh *et al.*, 2007).

In Spain, a taxon's threat category is currently assessed using the so-called AFA (“Atlas de Flora Amenazada”) method (Iriando, 2011), which adheres to International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) categories and criteria. This method combines basic desk research with more detailed field studies aimed at obtaining census data in order to assign threat categories. The AFA method makes no use of the RAMAS software package. This method, which was used to produce the Red Book of Spanish Flora at national level, involves considerable costs in terms of time, staff



and money. The high cost of drawing up lists of protected flora cannot always be easily borne by regional governments.

In practice, regional authorities have created lists of protected flora without adhering to a single, clearly-defined method. In most cases, taxa are assigned to their various categories following consultation with experts, but the process is not supported by quantitative, objective criteria, and is sometimes somewhat arbitrary. This is a real problem in Spain, since legislation in each region establishes different categories which do not clearly match those set out by the IUCN; these categories are applicable only to the region in question, and cannot be extrapolated to the rest. It is thus difficult to establish equivalences and to compare threat status between regions. Accordingly, the method proposed here seeks to unify the categories appearing in all regional lists of protected flora whilst adhering to IUCN criteria, which are objective, clear and universally-accepted. Most of the problems faced by national assessors when applying IUCN criteria arise when those criteria are applied at the regional level without reference to IUCN Regional Guidelines, and when assessors are confused about the purpose of the IUCN criteria and lack training in their proper use (Miller *et al.*, 2007).

If they are to serve as efficient conservation tools, threatened-species lists should be drawn up on the basis of categorization systems that objectively assess species extinction risk. Of the various categorization systems for threatened species, the IUCN (2001) system is certainly the most adequate. However, much of the information required by this system may not be available, and it is therefore important to develop methods to obtain the necessary information either directly or indirectly (De Grammont & Cuarón, 2006).

## **II. Material and methods**

The proposed method involves the creation of current distribution maps, analysis of threat factors and use of the RAMAS Red List software (Akçakaya & Ferson, 2007) to facilitate rapid and objective classification of taxa in accordance with IUCN criteria (IUCN, 2001). In order to ensure a more objective approach by the assessor and reduce the range of uncertainty, an index was created for calculating Risk Tolerance (RT) that

enabled adjustment of the results obtained and thus supplemented the software used. At present, RT is an arbitrary value set by the assessor, rather than an evidence-based tool. For that reason, a novel, less-subjective method for calculating RT is presented here.

For test purposes, the proposed method was applied to five gypsophilous plants enjoying protected status in Spain. The categories established by regional legislation (BOCYL, 2007) and their possible equivalence to IUCN categories, are shown in Table 4.1.

Castilla y León, in north-western Spain, was an ideal region for testing the proposed model: it is the largest region in Europe, contains a large number of endangered species and devotes scant economic resources to the funding of detailed conservation studies.

**Table 4.1.** Categories of regional legislation and possible equivalence with IUCN categories.

<i>Categories of regional legislation (Castilla y León)</i>	<i>Brief description of the category</i>	<i>Possible equivalence to IUCN categories</i>
<i>In danger of extinction</i>	If the causal factors persist, the taxon is very unlikely to survive.	CR
<i>Sensitive to habitat disturbance</i>	Habitat threatened, in serious regression, fractional or very limited.	EN
<i>Vulnerable</i>	If adverse effects persist, the taxon could enter the previous categories.	VU
<i>Special interest</i>	Taxa of scientific, ecological or cultural value. Not at risk.	NT, LC
<i>Preferential treatment</i>	Small populations with possible disturbances, or habitat threatened or in regression.	VU, NT
<i>With regulated use</i>	Potential risk due to unregulated use or collection.	NT

Gypsophilous plants were chosen for testing purposes because of their special value in the context of Spanish biodiversity conservation. Spain has the largest expanse of gypsum (around 7% of total surface area) of all European countries, and the vegetation unit that colonises it (belonging to the order *Gypsophiletalia*) constitutes a genuinely Iberian habitat, categorized as a priority habitat type included in Annex I of the Directive

92/43/EU (code 1520 - Mediterranean gypsophilous vegetation). These communities, moreover, include many plants endemic either to the region or to the Iberian Peninsula.

Gypsic soils (gypsisols, gypsic cambisols and gypsic leptosols) are well-represented in this region, located in the central zone of the Miocene "Tertiary Duero Basin", on hillsides with a pronounced slope (30-50%) and a predominance of erosive processes caused by surface runoff.

Various conservation strategies are in place to safeguard the natural wealth of these landscapes. At European level, they form part of the Natura 2000 Network's Sites of Community Importance (SIC). In Spain, *Nepeta hispanica* is included in the Red Book (Cruz Rot, 2006) and in the Red List (Moreno Saiz, 2008) in the "Vulnerable"(VU) category. At regional level, all five taxa are protected, as belonging to the "Preferential Attention" (AtP) category (BOCYL, 2007). In other words, these taxa are scarce, and their reduced populations are vulnerable to disturbance of various kinds or form part of endangered or declining habitats. Furthermore, a proposal has been put forward for a flora microreserve of Portuguese oak woods (*Quercus faginea* Lam.) on gypsic soils. These woods (belonging to the association *Cephalanthero rubrae-Quercetum fagineae* Rivas-Martínez 1960) are included under code 9240 of Annex I of the EU Habitats Directive (DOCE, 1992).

These areas contain a large number of interesting protected or endangered species; the landscape has undergone extensive anthropic modification – including traditional deforestation, cultivation, and pasturing – leading to the disappearance or degradation of habitats and species.

The first step in developing the method was to collect an exhaustively review the bibliographical data on the taxa analyzed, focussing on taxonomic, phytogeographical, biological, ecological and conservation issues, in order to create a database of all the available information. Next, taxon distribution maps were created with the ArcGIS 9.2 package. Data were subsequently processed using RAMAS software. Finally, the risk index was applied in order to obtain the final IUCN category for each taxon. To test the method, assessments were also made using the default RT value in the RAMAS software.

Threats were identified using the risk coding employed by the European Commission in the Natura 2000 Network forms (European Commission, 1997). Real documented threats and the authors' own field observations were taken into account. In order to detect potential threats, the biological and ecological characteristics of the taxa concerned were also taken into consideration, as was land use.

#### **a. The taxa**

The five taxa selected to test the index have very different distribution areas: one taxon is widely distributed throughout southern Europe as well as in western and central Asia (*Ephedra distachya* L. subsp. *distachya*), two species are endemic to Iberia and North Africa (*Astragalus turolensis* Pau, *Nepeta hispanica* Boiss. & Reut.), one is endemic to Spain (*Moricandia moricandioides* (Boiss.) Heywood subsp. *moriciandioides*) and the last is locally endemic to the Castilla y León region, with a very restricted distribution (*Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* Valdés). Distribution data for the five taxa are shown in Figure 4.1.

#### **b. The habitat**

The optimum habitat for these plants is to be found at an altitude of between 800-900 m, in the upper dry lower-supramediterranean belt, in communities formed by chamaephytes that grow on limestones, gypsum and gypsic loams on the slopes of moors receiving a large amount of sun. They form low, scattered stony scrubs (*Salvia* and *Thymus*) with numerous therophytes and the habitual presence of gypsophilous lichen crusts. This type of vegetation corresponds to the following habitat types of community interest (Annex I of the Directive 92/43/EU): 4090 "endemic oromediterranean heaths with broom" and 1520 "Iberian gypsophilous vegetation (*Gypsophiletalia*)". These plants may also form part of the habitats coded as 6220 "sub-steppe zones of grasses and annuals of *Thero-Brachypodietea*" and 1430 "halonitrophilous scrubs (*Pegano-Salsoletea*)" (BOE, 2007). Vegetation types 1520 and 6220 are additionally classed as priority habitats.

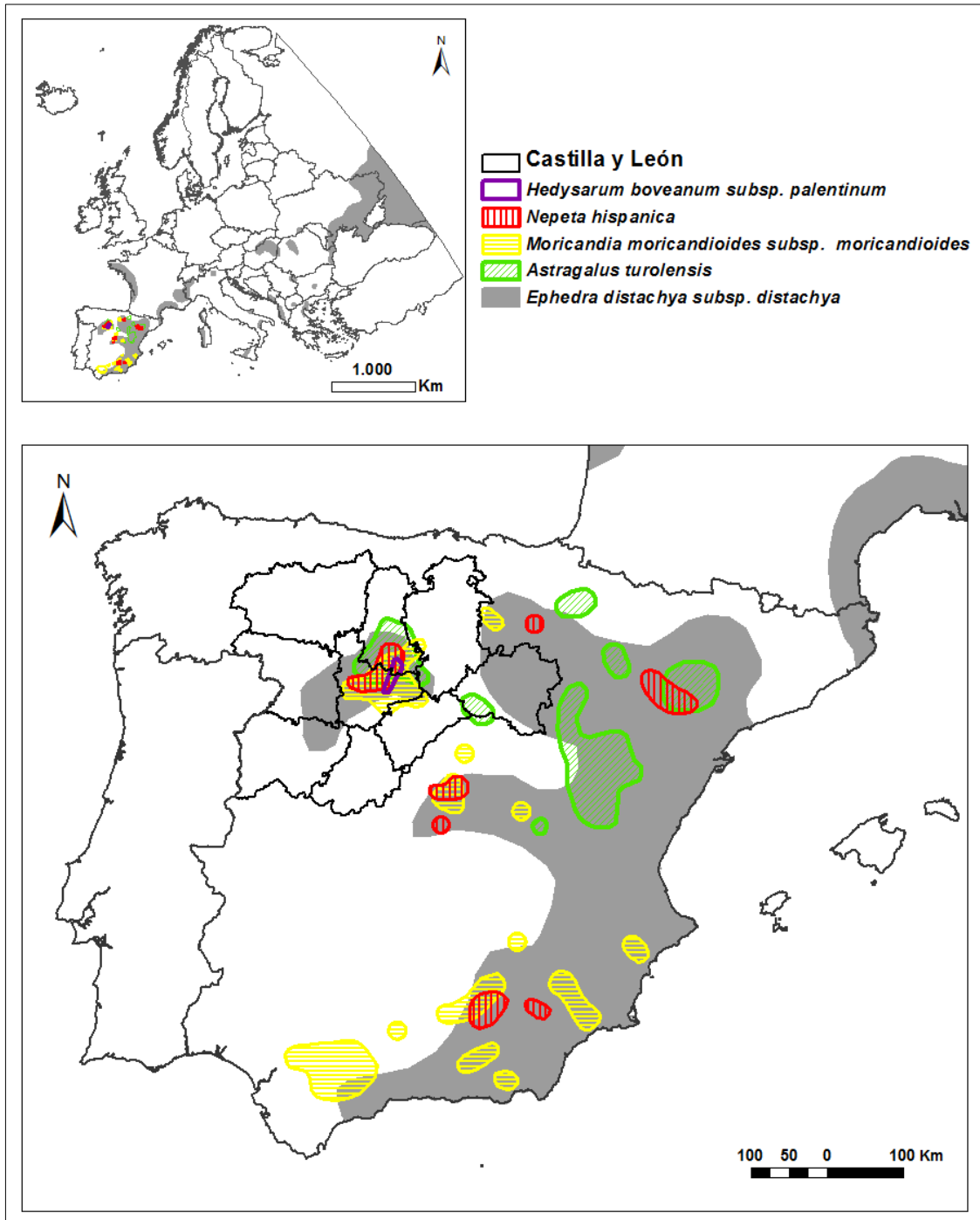


Figure 4.1. Distribution map of the taxa.

### c. Distribution Maps

Current distribution maps were created using data from the following databases and other sources: 1) the Spanish Plants Information System: the Anthos Project (<http://www.anthos.es>); 2) the National Node for Biodiversity Information: GBIF-Es (2015); 3) the Database of Vascular Flora of Castilla y León (VV.AA., 2002-2010); and 4) the LEB-Jaime Andrés Rodríguez Herbarium (Spain). Additional information was

drawn from the authors' own field observations. Geographical position was marked using GPS technology (error margin of 4 m).

The points obtained from the above-listed sources were georeferenced to create occurrence-point maps of the five taxa in Castilla y León. Since not all data sources offered the same degree of geographical precision, where GPS coordinates were not available the centroid of the 1 km square UTM grid of the location reported in the citation was taken as the point of occurrence of the taxon. These point data were then used to generate a shapefile (\*.shp), in ArcGIS 9.2, of points for each taxon studied.

#### **d. Theory and calculation**

##### **- RAMAS Red List Procedure**

To ensure that the evaluation was as objective as possible, the RAMAS Red List program version 3.0.1.0 was used. This software implements IUCN (2001) threatened species criteria, which are rules for assigning species into categories representing different levels of threat (Akçakaya & Ferson, 2007). It has previously been successfully used for cataloguing other species endemic to Iberia (García-González *et al.*, 2011). This software also allows for explicit incorporation of uncertainties in the input data and takes account of these uncertainties. Depending on the nature and extent of the uncertainties, the resulting classification is a single category or a range of what are termed “plausible categories” (Akçakaya *et al.*, 2000). Taxon evaluation was carried out in the form of a regional assessment, since the plants under study are protected at regional level. This procedure took into account the guidelines provided by Gärdenfors *et al.* (2001) and followed IUCN (2003) recommendations for the application of criteria at regional level.

##### **- Available data**

For application of the RAMAS program, the following available data were entered for each taxon: distribution, generation length, habitat, real and potential threats, current conservation measures, extent of occurrence (EOO), area of occupancy (AOO), number of locations and number of populations (see Table 4.2). Generation length is the average age of parents of the current cohort and reflects the turnover rate of breeding individuals in a population. It was calculated using the RAMAS Red List Professional Temporal Analysis module (Akçakaya & Root, 2007). EOO is defined by IUCN as the area

contained within the shortest continuous imaginary boundary which can be drawn to encompass all the known, inferred or projected sites of present occurrence of a taxon, and can often be measured by a minimum convex polygon. AOO is defined by IUCN as the area within its EOO which is occupied by a taxon, excluding cases of vagrancy. The measure reflects the fact that a taxon will not usually occur throughout the area of its extent of occurrence, which may contain unsuitable or unoccupied habitats. The EOO and AOO of each taxon were calculated using the RAMAS Red List Professional Spatial Analysis module (Akçakaya & Root, 2007) using the occurrence-point map created for each taxon. The Spatial Analysis module calculates the EOO based on Delauney triangulation but also allows for the exclusion of some of the triangles included in the polygon generated. An alpha-hull was used to control the exclusion of surface areas. This module enabled calculation of both EOO and AOO as a range plus a best estimate in the form of fuzzy numbers using spatial-uncertainty and observation-reliability measures. Occurrence uncertainty and occurrence reliability were calculated following Alonso-Redondo *et al.* (2012) (see Table 4.3). The default setting of 2000 m was used for AOO grid size.

#### - Uncertain data

Data on population size, reduction and extinction probability were regarded as uncertain, in the absence of any reliably confirmation. For such cases, strategies included the assignation of a fuzzy number, or one of the following two options: unknown values (which set the parameter to the widest range) or ignored values (which assumed that the corresponding criterion was not met). Our approach to processing this type of data is shown in Table 4.4. The option “ignored” was used only for the “probability of extinction” parameter. In this case, it was considered more advisable to ignore values in order to avoid a wide range that would overestimate this risk. Consequently, the E criterion was omitted from the classification. For minimally reliable use of this criterion, extended periods of field sampling are required (Bañares *et al.*, 2004), which have not yet been carried out for the taxa studied here.

*Overall assessor attitude.* Lastly, a key consideration – since it notably influences the final result – is the attitude of the assessor towards risk and uncertainty. The approach adopted here is shown in Table 4.4. In the case of Risk Tolerance (RT), which represents a more or less cautious attitude on the part of the assessor regarding the level of threat to

the taxon, it was deemed essential that this option should be made as objective as possible through the use of an index described in the following section. RT is usually just an arbitrary value set by the assessor, and not an evidence-based method such as that proposed here.

**Table 4.2.** Input data for application of the RAMAS software (options and action taken) for available data and uncertain data.

<i>Available data</i>		
<i>Temporal data</i>		
	<i>Entered as</i>	<i>Observations</i>
<i>Generation length</i>	Range	Calculated using The RAMAS Red List Professional Temporal Analysis module
<i>Spatial data</i>		
	<i>Entered as</i>	<i>Observations</i>
<i>Extent of occurrence (EOO)</i>	Triangular or trapezoidal fuzzy number	Calculated using the RAMAS Red List Professional Spatial Analysis module
<i>Area of occupancy (AOO)</i>		
<i>Number of locations</i>	Points or, where separation was not entirely clear, expressed as a range	Calculated from the occurrence-point maps created. The ArcMap software was used to group nuclei situated less than 1 km apart as populations.
<i>Number of populations</i>		
<i>Uncertain data</i>		
<i>Numerical parameters</i>		
	<i>Entered as</i>	<i>Observations</i>
<i>Population size</i>		
<i>Size of the largest population</i>	Interval / option “unknown”	Depending on the information available, since census data on some populations were available for some taxa
<i>Logical parameters in the form yes/no or true/false</i>		
	<i>Entered as</i>	<i>Observations</i>
<i>Extreme fluctuations and continuing declines in population size, extent, area, number of populations and/or quality of habitat</i>	Interval between 0 and 1 / triangular fuzzy number	Depending on the information available
<i>Other parameters:</i>		
	<i>Entered as</i>	<i>Observations</i>
<i>Current trends in population reduction</i>	Option “unknown”, with the exception of <i>Moricandia</i> , a population regarded as stable, and <i>Nepeta</i> , for which there is evidence of a decline over recent years	Indications existed in some cases and verified threats in others, implying that such a reduction was occurring. As more concrete data are not available to date, it was deemed more appropriate to consider a wide range of possibilities for this parameter Although it is not recommended standard practice to ignore values, in the case of data concerning the probability of extinction this option is justified by the absence of quantitative analyses that support such a probability.
<i>Probability of extinction</i>	Option “ignored”	For cases where values were left blank, the program option that interprets them as unknown values was activated
<i>Blank values</i>	Option “unknown”	



**Table 4.3.** Assigned categories for occurrence uncertainty and occurrence reliability.

<i>Occurrence Uncertainty</i>	
0	Citations providing GPS references, with an uncertainty radius of 0 m
1	Citations georeferenced as 1x1 UTM grid cell centroids, with an uncertainty radius of 1000 m
2	Citations georeferenced as 10x10 UTM grid cell centroids or municipal centroids, with an uncertainty radius of 10000 m
<i>Occurrence Reliability</i>	
0	Citations without herbarium specimen sheets (minimum reliability)
1	Citations with herbarium specimen sheets, revised and verified (maximum reliability)

**Table 4.4:** Input data for application of the RAMAS software (options and action taken) for items entered for each parameter and assessor attitude.

<i>Further items entered for each parameter</i>		
	<i>Option taken</i>	
<i>Reliability of qualifiers</i>	Observed or estimated in the case of EOO, AOO and number of locations Estimated, inferred or suspected in the case of uncertain data	
<i>Uncertainty in the value</i>	Maximum and minimum observations in the case of EOO, AOO and number of locations Range of expert opinion in the case of uncertain data	
<i>Global attitude of the assessor towards risk and uncertainty</i>		
	<i>Entered as</i>	<i>Observations</i>
<i>Dispute Tolerance (DT)</i>	0.5	This avoids the most extreme opinions but also takes into account the fact that absolute consensus does not exist
<i>Burden of Proof (BP)</i>	Linked to <i>RT</i> value	These features being regarded as conceptually related
<i>Risk Tolerance (RT)</i>	Proposed index	

#### e. Calculation of Risk Tolerance

A method was devised for calculating RT on the basis of a six-factor index. (1) Habitat Vulnerability (VulHab): whether the habitat in which the taxon occurred was included in the EU Habitats Directive and whether it was classed as a priority habitat. (2) Intrinsic Vulnerability (VulInt): account was taken of all biological data that might imply an additional survival risk for the taxon. Thus, inbreeding was considered to constitute a major risk for taxon viability in the case of very small populations, and account was taken of any other taxon-intrinsic difficulties linked to pollination, dispersion and/or germination processes. (3) Impacts (AFEC): whether the threats considered in the classification were based on documented data or were inferred or suspected without a

documented basis. Another fundamental aspect when conducting a regional assessment is the level of responsibility of a regional government in the preservation of a species (Dunn *et al.*, 1999; Mendoza-Fernández *et al.*, 2009). Thus, some taxa are abundant in their area of general distribution but are scarce in a region, whilst others, whether scarce or abundant, are endemic to the region. Consequently, in order to include these considerations, a number of geographical factors were also assessed. (4) Distribution (DIS): an assessment was made of the occurrence of the taxon in other regions, and of its endemic nature. (5) Proportion (PRO): following Gärdenfors *et al.* (2001), an estimate was made of the proportion of the overall Iberian population present in the region (calculated with ArcMap software). (6) Biogeography (BIO): whether the presence of the taxon was restricted to a limited biogeographical unit (subsector, sector) inside the region. The proposed scale for each factor is shown in Table 4.5.

**Table 4.5.** Criteria and ranges applied in the calculation of the Risk Tolerance.

<i>Criterion</i>	<i>Level</i>	<i>Value</i>
1. <i>VulHab</i> <sup>a</sup>	Priority in the EU Habitats Directive	0
	Not priority	0.5
	Not in the Directive	1
2. <i>VulInt</i> <sup>b</sup>	Inbreeding	0
	Difficulties regarding pollination, dispersion and/or germination	0.5
	No difficulties	1
3. <i>AFEC</i> <sup>c</sup>	Documented	0
	Inferred or suspected	0.5
	No impact	1
4. <i>DIS</i> <sup>d</sup>	Regional endemism	0
	Iberian or Iberian-North African endemism	0.5
	More widely distributed	1
5. <i>PRO</i> <sup>e</sup>	75-100 %	0
	26-74 %	0.5
	1-24 %	1
6. <i>BIO</i> <sup>f</sup>	Subsector	0
	1 sector	0.5
	Various sectors	1

<sup>a</sup> *Habitat vulnerability*

<sup>b</sup> *Intrinsic vulnerability*

<sup>c</sup> *Impacts*

<sup>d</sup> *Distribution*

<sup>e</sup> *Proportion (of the overall population in the region)*

<sup>f</sup> *Biogeography*

On the basis of the previous factors, RT was calculated by applying the following formula:

$$RT = \frac{VulHab + VulInt + AFEC + DIS + PRO + BIO}{n^{\circ} \text{ factors}}$$

RT varied from 0 to 1, where the higher the index, the lower the risk of threat to the taxon. This index enabled the assessor's level of risk tolerance to be adjusted more objectively. Thus, if the RT was close to 0, the attitude towards risk would be cautious. At the other extreme, if the RT was high, close to 1, the attitude towards risk would be evidentiary. Logically, the effect of employing lower RT values is that the taxon is placed in a higher threat category (Akçakaya *et al.*, 2000).

### III. Results

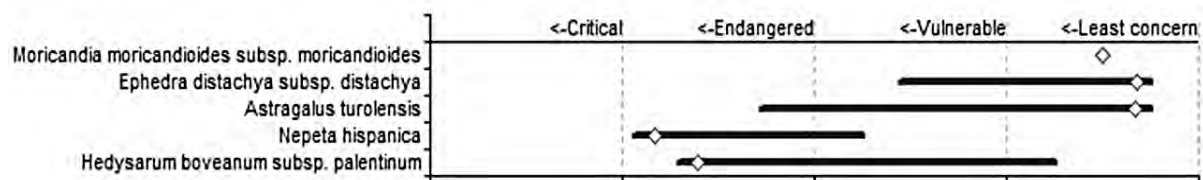
#### a. Threats detected

Detected threats, shown in Table 4.6, were related to agriculture and forestry activities, mining and extractive activities, urbanization and industrialization, transportation and communications, leisure and tourism, and natural processes. These threats were in some cases observed, in others inferred or suspected, or based on documented data. They were included in RAMAS software as part of the information sheet for each taxon. Indirectly, threats influenced the assessor's decision when implementing the different options of the program, with regard to data such as population decline, fluctuation and reduction or habitat alteration, etc. In addition, these threats directly affected the final results in the RT calculation through the AFEC criterion.

#### b. Taxon assessment: conservation status

Conservation status was obtained for each taxon, with a main category and a range of other possible categories, together with the criteria and sub-criteria that contributed to the classification (Figure 4.2). EOO and AOO were calculated as a range plus a best estimate in the form of a triangular or trapezoidal fuzzy number. This number included the best estimate for the true EOO / AOO, and the range within it. The left section of Figure 4.3 shows the graphics for EOO based on Delaunay triangulation (blue triangles);

the red triangles are excluded from EOO calculation using a criterion based on the alpha-hull value. The right side of the image shows the graphics for AOO; different location uncertainty is represented by different radius size; red cells are occupied in the maximum and minimum AOO, dark blue cells are occupied in the maximum but not the minimum AOO and blue cells are occupied in the minimum but not the maximum AOO.



**Figure 4.2.** Comparison of conservation status findings, showing main category (diamond) and other plausible categories.

Table 4.7 shows the calculated criteria (VulHab, VullInt, AFEC, Dis, PRO, BIO), with their value and justification, and the RT result for each taxon, using the method proposed.

Table 4.8 shows the main results and metrics calculated for the study taxa: Current classification, RAMAS category, IUCN criteria, Risk Tolerance, other plausible categories, EOO, AOO, alpha hull, number of populations, number of locations, mature individuals, and generation length.

Table 4.9 shows the results of conservation status calculated for the study taxa when assessments were made using the default value for RT in the RAMAS software (default value = 0.5), instead of using the proposed method.

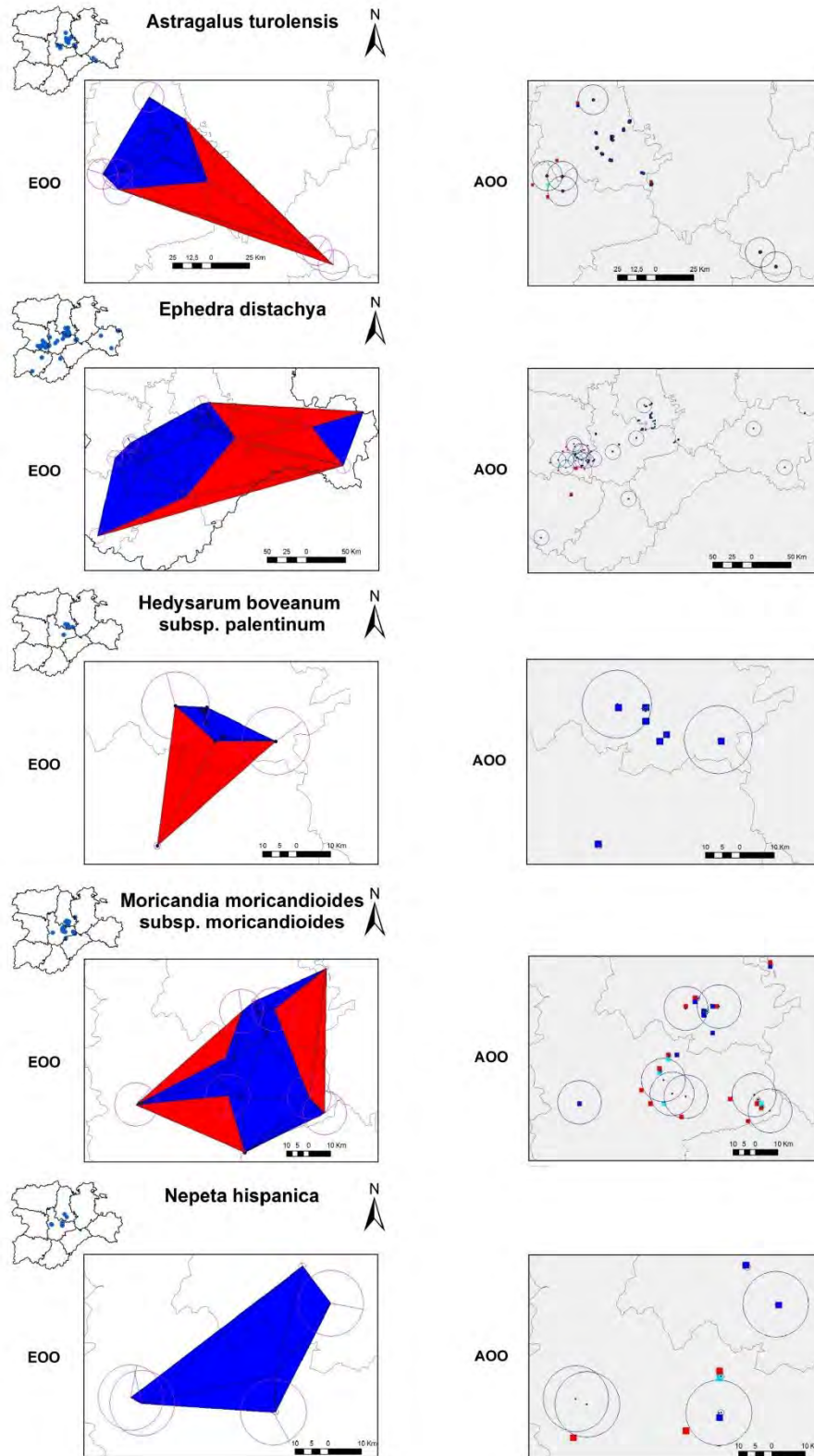
It is therefore clear that use of the proposed index for calculating RT considerably improved the taxon assessment process. In the case of *A. turolensis*, had the index not been used, the program could not have classified the taxon into a single category; when the index was used, the taxon was classified as NT under criterion D (approximations). In the case of *N. hispanica*, the taxon was classified as EN in both cases, but when the index was used, the program provided a greater number of criteria that justified that classification. For *H. boveanum*, results were especially striking: when the index was not used, the taxon was classed as NT (with other plausible categories), but when the index was used, the taxon was classified as endangered under criterion B. Finally, results for *M.*

*moricandioides* and *E. distachya*, the most widely-distributed and least-threatened plants, did not change when the index was used.

Thus, in most of the tested cases, use of the proposed index for calculating RT helped to improve the assessment and adjust the final classification.

**Table 4.6.** Summary of detected threats.

EC Code	Detected threat	Notes
100, 110	Crops and use of pesticides	
141	Abandonment of grazing systems	The current reduction in sheep farming has had a negative influence on the existence of some taxa, which grow in communities that require a certain degree of soil nitrification. This is the case of <i>Nepeta hispanica</i> and <i>Ephedra distachya</i> when they form part of halonitrophilous <i>Salsolo-Peganion</i> scrubs.
150, 151	Land consolidation and loss of hedgerows and copses	Such practices are detrimental to the existence of these taxa if their habitat is clearings in holm or Portuguese oak woods, since the trees and shrubs growing between cultivated fields may be cut down during land consolidation.
160	Forestry activities in general	Whether these consist of clearing undergrowth or felling the trees, forestry activities affect the growth and survival of these plants. Plantations of tree species ( <i>Pinus pinea</i> , <i>P. halepensis</i> ) do not generally prosper on the slopes where they are habitually located, but may compromise the growth of taxa through associated activities (digging tree holes, passage of machinery, earthmoving, etc.).
331	Open cast mines	At present there are several abandoned gypsum quarries, whilst others remain active. The mining industry constitutes an important threat to the survival, fundamentally, of an endemic plant as restricted as <i>Hedysarum boveanum</i> subsp. <i>palentinum</i> .
400	Construction of residential areas	
420	Dumps	Occasionally, river beds are used as waste dumps. These deposits directly affect communities on loamy and loamy-gypsum slopes.
490	Other types of industrial, urban or similar activities	Wind turbines and solar parks alter these habitats and are becoming increasingly frequent.
530	Access enhancement	Risk associated with the installation of wind farms and solar parks.
604	Circuits and trails	Real and potential threats are posed by vehicular traffic (bikes, motorbikes and quads) These activities give rise to the reduction and fragmentation of populations and generate other negative effects (pollution, dust, etc.).
990	Other natural processes	The small size of the known populations of <i>Nepeta hispanica</i> constitutes the main threat to its survival.



**Figure 4.3.** EOO and AOO of the taxa studied in Castilla y León. Blue triangles represent EOO based on Delaunay triangulation. Red triangles represent the areas excluded after applying the alpha-hull values. Dark blue cells are occupied in the maximum and minimum AOO. Red cells are occupied in the maximum but not the minimum AOO. Light blue cells are occupied in the minimum but not the maximum AOO. Circles of uncertainty are incorporated in AOO, overlaying the locations with their uncertainty radii.

**Table 4.7.** Calculated criteria and RT results for each taxon.

Criteria	Value	Justification	RT
<i>Astragalus turolensis</i>			0.66
<i>VulHab</i>	0	Priority Habitat: 1520-Gypsophilous scrubs of <i>Lepidion subulati</i>	
<i>VulInt</i>	1	No difficulties	
<i>AFEC</i>	1	No impacts	
<i>DIS</i>	0.5	Endemic to Iberia-North Africa	
<i>PRO</i>	0.5	26.65% presence in Castilla y León	
<i>BIO</i>	1	Present in various biogeographical sectors: Castilian Duriensean, Celtiberian-Alcarrean	
<i>Nepeta hispanica</i>			0.25
<i>VulHab</i>	0	Priority Habitat: 6220-Perennial xerophilous pastures of <i>Stipion parviflorae</i>	
<i>VulInt</i>	0	Inbreeding	
<i>AFEC</i>	0	Impacts documented in Cruz Rot (2006)	
<i>DIS</i>	0.5	Endemic to Iberia-North Africa	
<i>PRO</i>	0.5	27.04% presence in Castilla y León	
<i>BIO</i>	0.5	Present in 1 biogeographical sector: Castilian Duriensean	
<i>Moricandia moricandioides</i> subsp. <i>moricandioides</i>			0.75
<i>VulHab</i>	1	Priority Habitat: 6220-Perennial xerophilous pastures of <i>Stipion parviflorae</i> ; 1520-Gypsophilous scrubs of <i>Lepidion subulati</i>	
<i>VulInt</i>	1	No difficulties	
<i>AFEC</i>	0.5	Impacts inferred, own observations	
<i>DIS</i>	0.5	Endemic to Spain	
<i>PRO</i>	1	23.60% presence in Castilla y León	
<i>BIO</i>	0.5	Present in 1 biogeographical sector: Castilian Duriensean	
<i>Ephedra distachya</i> subsp. <i>distachya</i>			0.75
<i>VulHab</i>	0	Priority Habitat: 1520-Gypsophilous scrubs of <i>Lepidion subulati</i>	
<i>VulInt</i>	1	No difficulties	
<i>AFEC</i>	0.5	Impacts inferred, own observations	
<i>DIS</i>	1	Extensive distribution	
<i>PRO</i>	1	12.167% presence in Castilla y León	
<i>BIO</i>	1	Present in various biogeographical sectors: Castilian Duriensean, Salmanticensean	
<i>Hedysarum boveanum</i> subsp. <i>palentinum</i> .			0.16
<i>VulHab</i>	0	Priority Habitat: 1520-Gypsophilous scrubs of <i>Lepidion subulati</i>	
<i>VulInt</i>	1	No difficulties	
<i>AFEC</i>	0	Impacts documented in Delgado <i>et al.</i> (2010b)	
<i>DIS</i>	0	Endemic to Castilla y León	
<i>PRO</i>	0	100% presence in Castilla y León	
<i>BIO</i>	0	Present in only one district of the Castilian Duriensean biogeographical sector: Cerrateño District	

**Table 4.8.** Main results and metrics calculated for study taxa.

	<i>Astragalus turolensis</i>	<i>Nepeta hispanica</i>	<i>Moricandia moricandioides</i>	<i>Ephedra distachya</i>	<i>Hedysarum boveanum</i> subsp. <i>palentinum</i>
<b>Current legal protection</b>	AtP	AtP	AtP	AtP	AtP
<b>RAMAS category</b>	NT	EN	LC	NT	EN
<b>Risk Tolerance</b>	0.66	0.25	0.75	0.75	0.16
<b>IUCN criteria</b>		B1bc(iv)+2bc(iv)			B1b(i,ii,iii,iv,v)c(iii,i v)+2b(i,ii,iii,iv,v)c(ii i,iv)
<b>Other plausible categories</b>	EN, VU, LC	VU		VU, LC	VU, LC
<b>EOO (ha)</b>	[219890;250080;461100]	[79950;124810;185 830]	[201 090;229 380;374700]	[1207130;1661410;1675580;2264090]	[9220;13660;44150]
<b>AOO (ha)</b>	[5200;6400;7200]	[2000;2400;2800]	[5200;8000;8800]	[16400;18800;19200;2440]	[2800;3600;4400]
<b><math>\alpha</math>-hull</b>	2.5	1.6	2.6	4	3.6
<b>N° populations</b>	[5;17]	[3;5]	[10;23]	[11;42]	[3;7]
<b>N° locations</b>	17	[7;15]	[27;33]	[51;56]	[13;16]
<b>Mature individuals</b>	[70;1100]	[134;2000]	[1000;10 000]	[1000;10 000]	[1000;2000]
<b>Generation length</b>	[2;5]	[2;5]	[2;5]	[2;5;10].	[2;5]

Table 4.9: Results of conservation status using the default value for RT (=0.5).

	<b>RAMAS category</b>	<b>IUCN criteria</b>	<b>Other plausible categories</b>
<i>Astragalus turolensis</i>	-	-	EN, VU, LC
<i>Nepeta hispanica</i>	EN	D	VU
<i>Moricandia moricandioides</i>	LC	-	-
<i>Ephedra distachya</i>	NT	-	EN, VU, LC
<i>Hedysarum boveanum</i> subsp. <i>palentinum</i>	NT	-	EN, VU, LC



#### IV. Discussion

The results obtained may serve as a basis for the design of conservation strategies by national and regional public administrations. They provide a useful and indispensable working tool which will enable governments to establish priorities with regard to species conservation. At an international level, they are tools that could be incorporated into the IUCN's Important Plant Areas (IPA) program, including gypsum zones as areas of exceptional botanical richness. Analysis of the data enabled an objective assessment of each taxon's conservation-status classification to be obtained. As a result, taxa protected under the same category in regional legislation (AtP) were assigned to very different categories (ranging from LC to EN) when these data and this software were used.

One result worth highlighting was the efficiency gained through use of the RAMAS Red List software. Although in most cases no census data were available, uncertainty did not hinder application of the criteria. Obviously, more detailed information would have yielded more accurate classifications. Nevertheless, a certain degree of uncertainty will always be present: populations vary in space and time, whereas criteria are applied at a specific time. Uncertainties exist due to inexact definitions resulting from the process of generalization, to measurement errors or lack of information, among other things. However, it is always feasible to incorporate this uncertainty into the program and the classification process in order to assign a conservation status, thus making it possible to optimize the existing information.

The most important conclusion is that the proposed index for calculating risk tolerance (RT) supplemented the application of the RAMAS program and improved the classifications. Risk tolerance may have a significant influence on the calculation of the range of final categories for threatened taxa. As indicated by Milner-Gulland & Akçakaya (2001), the final threat category selected for any given taxon depends on the assessor's risk tolerance; it is therefore essential to ensure that this parameter is made as objective as possible. According to Akçakaya *et al.* (2000), risk overestimation and risk underestimation can prompt mistakes in terms of the inefficient use of conservation resources, and the possibility of inappropriate priorities for action, leading to taxon extinction. Mace *et al.* (2008) argue that an extreme precautionary stance implies that a species should be listed as threatened until it meets none of the criteria, and an extremely evidentiary stance dictates that all species be assumed secure until evidence suggest they

really are at risk. Therefore, RT as calculated by the method proposed here ceases to be an arbitrary value set by the assessor, and becomes an evidence-based method. The RT index increased the possibility of using the option "attitude of the assessor towards risk" quickly and objectively, keeping evaluation criteria unchanged and without altering IUCN rules or thresholds. Consequently, when the final result covered an interval of possible categories, use of the RT index objectively adjusted the final result towards a more or less cautious attitude, taking into account responsibilities for preserving the plant at regional level. It was thus possible to avoid errors of overestimation or underestimation of the risk of threat, which would have implied unstable classifications and inappropriate conservation priorities. In addition, this method of calculating RT is of particular value and interest in that it has a wide range of potential applications due to its ease of use. It will enable users to justify and compare evaluator stances depending on the tolerance selected in the evaluation. As demonstrated by the results obtained here in endangered flora species tested, and their comparison with the results obtained using the default value for RT, the index helps to improve and adjust assessments. Moreover, it can be applied to any territory, whether classifying at regional or global level. Therefore, RT index is a useful tool for scientists.

The findings highlight, once again, the need for coordination between scientists and politicians in order to ensure the conservation of species in the relevant categories. To this end, it is important that governments at national and regional level include the IUCN categories, arrived at objectively by consensus, in their threatened flora classification proposals. By maintaining the same system of categorization, classification results would be comparable in all territories and easily understandable. Application of this proposed method would also enable governments to optimize their economic investment in conservation and to define their priorities.

### **Acknowledgements**

This work was carried out in part within the framework of a specific agreement for collaboration between the University of León and the Environmental Bureau of the Castilla y León Regional Government, linked to the implementation of Decree 63/2007. We are grateful to the reviewers for their comments and suggestions that have improved the manuscript.

# Capítulo 5

Capítulo 5



Incorporating bioclimatic and biogeographic data in the construction of species distribution models in order to prioritize searches for new populations of threatened flora



**Alfaro-Saiz E., García-González M.E., del Río S., Penas A., Rodríguez A., Alonso-Redondo R. (2014).** Incorporating bioclimatic and biogeographic data in the construction of species distribution models in order to prioritise searches for new populations of threatened flora. *Plant Biosystems*, DOI: 10.1080/11263504.2014.976289.

## CAPÍTULO 5

### **Incorporating bioclimatic and biogeographic data in the construction of Species Distribution Models in order to prioritize searches for new populations of threatened flora**

#### **Abstract**

The aim of this study is to analyze the usefulness of incorporating bioclimatic and biogeographic data into digital species prediction and modelling tools in order to identify potential habitats of rare or endangered flora taxa. Species Distribution Models (SDM) were obtained using the *Maximum entropy algorithm* (Maxent). Habitat suitability maps were based on sites of known occurrence of studied species.

Our study shows that highly reliable habitat prediction models can be obtained through the inclusion of bioclimatic and biogeographic maps when modelling these species. The resultant SDM is able to fit the search area more closely to the characteristics of the species, excluding the percentage of highly suitable areas that are located far from the known distribution of the taxon, where the probability of finding the plant is low. Therefore, it is possible to overcome one of the most commonly encountered problems in the construction of rare or threatened flora taxa SDM, derived from the low number of initial citations. The resultant SDM and the vegetation map allows to prioritize the search of new populations and to optimize the use of economic and human resources employed in the collection of field data.

#### **Keywords**

Bioclimatology, biogeography, Maxent, rare species, SDM, threatened flora.

## I. Introduction

The Species Distribution Models (hereafter SDM) based on the sites conditions of known occurrence constitutes an important analytical tool which incorporates the use of GIS and remote sensing tools for conservation biology studies (Peterson, 2001). In recent years, SDM has been successfully used in conservation studies on different threatened taxa and proved to be very useful in various research works aimed at locating new populations of rare species (Bourg *et al.*, 2005; Guisan *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2009), predicting the habitat of endemic species (Moreno *et al.*, 2011), prioritizing areas for the reintroduction of threatened species (Martínez-Meyer *et al.*, 2006; Adhikari *et al.*, 2012), predicting future situations under several climate change scenarios (Dávila *et al.*, 2013; Désamoré *et al.*, 2012) and studies related to biogeography (Lobo *et al.*, 2001; Luoto *et al.*, 2006). There are precedents in modelling of threatened flora in Spain, although they were applied to other species and used different methodologies (Benito *et al.*, 2009; Felicísimo, 2011).

Specifically for rare species, whose data are often poor, traditional sampling methods are limited because many of the randomly selected sites are unlikely to contain the species studied (Guisan *et al.*, 2006). Thus, SDM constitutes an accurate tool that allows the stratified sampling of new populations and generates a more efficient automated identification of priority search areas. However, habitat modelling of these rare or threatened taxa presents several difficulties. These plants have generally restricted distribution ranges and limited dispersal ability. Also, the number of samples is often very small if the taxa have a restricted distribution or are locally endemic, which entails problems working with few known occurrence records, since values lower than 15-20 occurrences can artificially increase the consistency of the model (Veloz, 2009). Furthermore, some of these species have very strict ecological requirements that are difficult to capture in maps of the resolution normally used in these types of models, and the resulting maps do not take into account the dispersal capacity of different species, which in some areas may be very low due to topography and relief (Mateo *et al.*, 2011). Consequently, the obtained suitability maps of rare or threatened taxa often identify areas as suitable when they are far from the actual distribution of the species and where although the potential habitat can be very high, the actual probability of finding the studied species is very low.

In this paper, it is shown that some of the errors that often occur calculating potential habitats can be solved by incorporating bioclimatic and biogeographic data (thermotype, ombrotype and biogeographical sectors) into the model. As Bioclimatology studies the relationship between climate, plant distribution and plant communities (Rivas-Martínez *et al.*, 2011), we consider these approximations as the most useful at this moment. In this sense, plants and plant communities act as bioindicators in order to mark out the different bioclimatological and biogeographic units

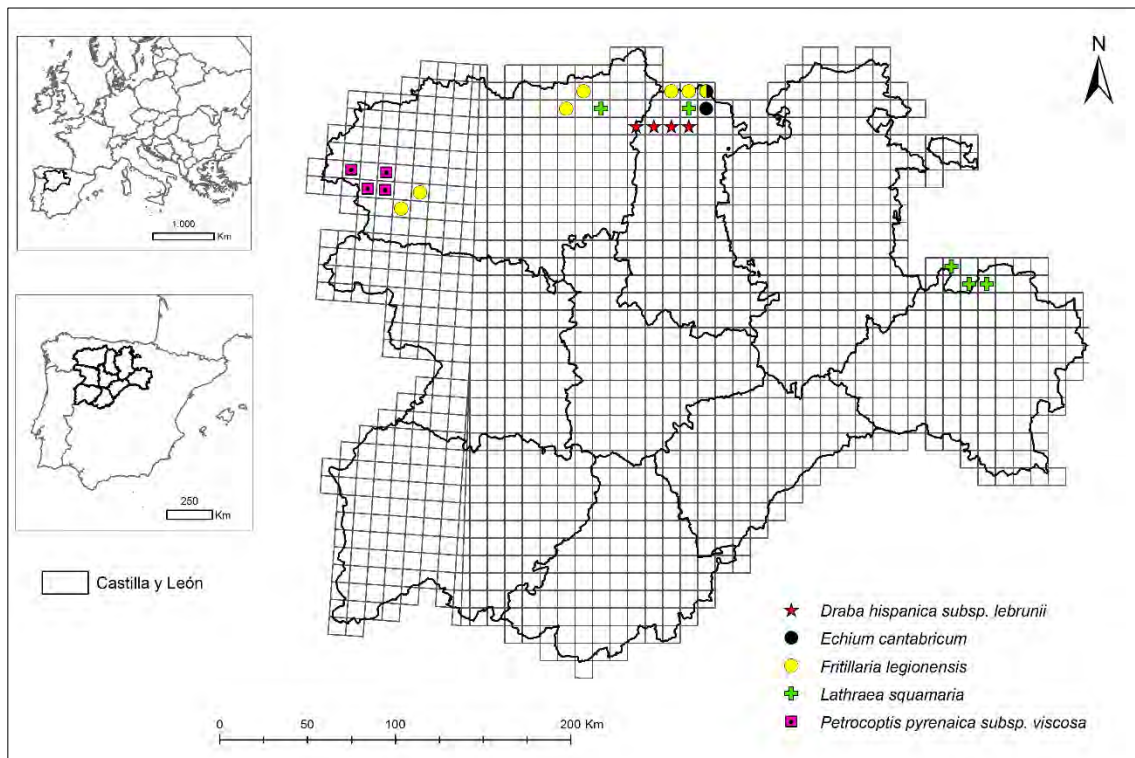
Much more realistic species distribution models are obtained from the point of view of the distribution of the taxon. They are able to predict new locations whilst they reduce significantly the search area in remote areas of known distribution of the taxa. The final objective is to design tools to find new populations of rare or endangered taxa, that is crucial for their conservation.

## **I. Materials and methods**

### **a. The taxa**

To calibrate the SDM required for this study we selected five taxa that are protected at regional level in Spain and included in the Decree of Protected Flora of Castilla y León (BOCYL, 2007) was modelled. Studied taxa included three regional endemics with a very small number of populations (*Draba hispanica* subsp. *lebrunii* (P. Monts.) Láinz, *Echium cantabricum* (Láinz) Fern. Casas & Láinz and *Petrocoptis viscosa* (Rothm.) P. Monts. & Fern. Casas), a widely distributed regional endemic (*Fritillaria legionensis* Llamas & Andrés) and a taxon with Eurasian distribution but very rare at regional level (*Lathraea squamaria* L.). We were careful to select taxa with heterogeneous distributions ranges, abundance and different ecological requirements. We regard that this selection type allows us an objective evaluation of the proposed method in different possible scenarios.

Figure 5.1 shows the location of the studied area and distribution map of the taxa on a 10x10 km grid in Castilla y León (Spain). Information about the studied taxa and their conservation status are listed in Annexe 5.1.



**Figure 5.1.** Location of the studied area and distribution map of the studied taxa on a 10 km x 10 km grid in Castilla y León (Spain).

An exhaustive bibliographic review and compilation was carried out in order to create the distribution maps of these taxa in Castilla y León. Existing bibliographic locations, herbarium sheets of LEB-Jaime Andrés Rodríguez and locations from Vascular Flora of Castilla y León Database (VV.AA., 2002-2010) were used. Moreover, authors field notes, geographically located by means of Garmin GPS technology (capture error 1-10m), were incorporated. Every point obtained from the different sources was tested in field and georeferenced to draw up occurrence point maps. Forty three occurrence points were used to construct the SDM for *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, five points for *Echium cantabricum*, 17 points for *Fritillaria legionensis*, nine points for *Lathraea squamaria* and 13 points for *Petrocoptis viscosa*.

## b. The variables

In this study we combined variables that have traditionally been used in SDM studies (Guisan *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2009) with qualitative bioclimatic and biogeographic variables. Predictor layers were resampled at 100 m resolution (when required), since Maxent confirmed its strengths also at fine resolutions when modelling endemic species (van Gils *et al.*, 2012). We have realised a correlation analysis (Pearson



coefficient) with SPSS software (SPSS, 2010). We have not removed any variable because the result of the correlation coefficient was less than 0.75 (Rissler & Apodaca, 2007).

### c. Categorical variables

#### - Biogeographic variables

To include biogeography as a predictor variable in the models we used the biogeographical map of Spain and Portugal proposed by Rivas-Martínez *et al.* (2002) and followed the nomenclature of Rivas-Martínez *et al.* (2011). Biogeography variable was transformed into a raster map. Sector level is considered to be appropriate for our purposes since it represents an area containing distinctive taxa and plant communities, some of which are endemic, endowing a geographical unity to the space and enabling it to be differentiated from other nearby areas (Rivas-Martínez, 2007). Detailed vegetation maps circumscribe very well the potential habitats for each species, but may lose information when transformed into raster format at the same resolution as the other variables in order to integrate them into modelling software (Mateo *et al.*, 2011).

#### - Qualitative bioclimatic variables

We used thermotype and ombrotype bioclimatic maps of Castilla y León (Río, 2005). Thermotype map was created using Compensated Thermicity Index (*I<sub>tc</sub>*, if the value of  $I_{tc} < 120$ , or the value of  $I_c \geq 21$ ) and positive Temperature (*T<sub>p</sub>*) as reference indexes (Rivas-Martínez *et al.*, 2011; Annexe 5.2). This map establishes isoregions using *I<sub>tc</sub>* or *T<sub>p</sub>* value ranges, i.e. areas that reflect the severity of the cold, a limiting factor for many species and plant communities. The ombrotype map was created using the annual Ombrothermic Index (*I<sub>o</sub>*) (Rivas-Martínez *et al.*, 2011) as the reference bioclimatic index (Annexe 5.2). This map establishes isoregions using *I<sub>o</sub>* values, i.e. areas that reflect overall water availability, distinguishing between large vegetation structures. To create the maps we used the altitude difference between two thermopluviometric stations and their own *I<sub>o</sub>* and *I<sub>tc</sub>* values. Using these data, we calculated the altitude levels where thermotype and ombrotype change (Río, 2005).

The qualitative bioclimatic variables were transformed into a raster map.

- Lithologic variables

We used the lithologic information included in the Geological Survey Map of Castilla y León (JCYL, 1997). The lithological map available in vector format was transformed into raster maps.

**d. Numerical variables**

- Quantitative bioclimatic and climatic variables

Maps representing climatic parameters were obtained from the Climatic Digital Atlas of the Iberian Peninsula (Ninyerola *et al.*, 2005) at 200 m spatial resolution. These maps were transformed to obtain the following variables (Annexe 5.2): Continentality index (*Ic*), Thermicity Index (*It*), summer precipitation (*Ps*), summer temperature (*Ts*) (Rivas-Martínez *et al.*, 2011), degree-day (*GDD*) from June to September (Arnold, 1960) and Thornthwaite's monthly potential evapotranspiration Index (*PE*), calculated for the month of August (Thornthwaite, 1948).

- Topographic variables

Topographic variables used were obtained from the Digital Elevation Model (DEM) of Castilla y León with a resolution of 100 m, available online (ITACYL, 2014). In addition to the altitude map, aspect, slope and solar radiation maps were obtained from the DEM.

**e. Modelling procedures**

We used Maxent 3.3.3k software to model the geographical distribution of the species. Maxent allows to estimate the geographic distribution of the suitable habitat of taxa for a set of pixels in the study region based on maximum entropy, and represents a mathematical algorithm whose predictions and inferences can be made from incomplete information (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008; Elith *et al.*, 2011).

There were several reasons for using the Maxent algorithm. Maxent is a general-purpose machine method with a simple and precise mathematical formulation, it allows the use of qualitative variables and it has a number of features that render it well suited for species distribution modelling (Phillips *et al.*, 2006). Furthermore, it compares

favourably with other modelling methods, especially when working with small sample sizes, indicating its capacity for modelling rare or endangered species, as can be seen in several studies (Elith *et al.*, 2006; Hernandez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Williams *et al.*, 2009; Mateo *et al.*, 2010; Moreno *et al.*, 2011; Babar *et al.*, 2012).

The values used for appropriate convergence of the algorithm, applied by default were 500 as the maximum number of iterations to 0.00001 as the convergence limit. We ran the model 10 times using bootstrapped subsamples, 5 times for *Echium cantabricum* and 9 for *Lathraea squamaria*, corresponding to the presence points number . Model results were averaged across the bootstrap replicates. The final maps, made using the "logistic" output mode, which is more readily interpretable mode (Phillips, 2008), and obtained in ASCII format.

The information relating to the occurrence points of the analysed taxa was combined with the following variables: biogeographic (sector level), qualitative bioclimatic (ombrotype and thermotype), quantitative bioclimatic and climatic (*Ic*, *It*, *Ps*, *Ts*, *GDD* and *PE*), topographic (slope, solar radiation, altitude and aspect) and lithologic variables.

To perform the final calculations and compare the models, they were simplified, categorizing them into three classes of habitat suitability (absence, suitable and very suitable). The reference threshold was the minimum training presence, except in the case of *Echium cantabricum*, in which one residual point was discarded from the final model and the threshold was reset (Felicísimo, 2011). To make a more objective comparison, the same threshold was used in the two models obtained for each species. This threshold corresponds to the minimum training presence value obtained for the models. The threshold used to separate the "suitable" and "very suitable" habitat categories was the mean obtained between the minimum training presence and the maximum value obtained by the algorithm.

In order to compare the results, two models were constructed. Model 1 considered all the variables analyzed, and model 2 excluded qualitative bioclimatic variables (thermotype and ombrotype) and biogeographic variables (sector level).

To assess the validity of the models, we considerer the statistics calculated by Maxent itself, analyzing the omission rate and the predicted area as a function of the cumulative threshold and the ROC-plot (Receiver Operating Characteristic). This value provides the Area Under the Curve (AUC), which is the measure of model performance. AUC values are between 0-1 (Table 5.1), where a value close to 1 indicates better model performance. The reliance on AUC as a sufficient test of model success and the use of ROC curve in the measure of model accuracy have been examined and discussed for several authors (Austin, 2007; Lobo *et al.*, 2008). For this reason, we considered necessary to use other validation methods. Following Fielding & Bell (1997), sensitivity and specificity values were taken as reference, which are accuracy measures calculated from a confusion matrix (Table 5.1). Also we evaluate the models according to the expert knowledge on the distribution of the target species.

#### **f. Prioritize searches of new populations using the vegetation map**

Detailed study of the habitat at association level is necessary to verify the operation of the entire system and thus to confirm whether the results of our research were correct, since the types of habitat where the different species studied can grow are conditioned by specific characteristics that determine their presence. Knowledge of these habitats and their distribution enabled us to determine if a model provided a better fit with reality, by discriminating between areas that presented the characteristics that allow the development of the studied taxa and those areas that were identified a priori as suitable, but whose characteristics would not allow the development of the extremely specific habitats in which the studied species grow. This information was obtained following a thorough habitat study and the geobotanical characterisation for each of the studied taxa (Annexe 5.3).

We propose incorporating the vegetation variable once the model has been constructed, using the vegetation map in vector format to avoid losing resolution, thus preserving the grid cells of the habitats shown with their actual limits. In this way, knowledge about the behavior of the species will allow us, once the model has been constructed, to prioritize the search of new locations in those grid cells with higher habitat suitability which contain habitat types likely to be occupied by the studied species.

We used a detailed habitat map on a 1:10000 scale available for Protected Natural Areas of Castilla y León (VV.AA., 2002-2010), where the units that define the grid cells are the sum of the communities described in them. The level of detail for plant communities was phytosociological alliance or association. In this way, it was possible to prioritize the search of new populations in areas where the most favourable suitability classifications (“very suitable”) coincided with the phytosociological units which constitutes the habitat of the taxon (Annexe 5.3). This optimises the available information and minimises the amount of field work required. Polygons were reclassified, retaining only phytosociological information that host the communities in which the taxa grows.

All the GIS operations were carried out with ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006).

## II. Results and discussion

In general, the two groups of models showed similar AUC and sensitivity values. However, model 1 presents higher specificity values than model 2 and a reduction of commission error (Table 5.1). This implies a reduction in the overpredictions in model 1.

All the species studied showed a reduction in the percentage of habitat classified as “suitable” (Table 5.1). According to the expert knowledge, this reduction yielded much more reliable suitability maps from the point of view of the distribution of these species. The obtained maps using model 1 (Figure 5.2) reduced the suitability of areas which contained favourable habitats for the studied taxa in respect of model 2 (Figure 5.3), due to their climatic and physical characteristics, but which were too remote to be colonised by them.

*Draba hispanica* subsp. *lebrunii*. In model 1 the variables that contributed the most in the final model were thermotype, lithology, biogeography, *Ic* and ombrotype; in model 2 were lithology, *GDD*, *Ic*, altitude and *It*. In model 2, the territory classified as “total suitable” was 0.08 % bigger than in model 1 (Table 5.1). However, model 2 identified areas as “suitable” which were outside the known distribution of the species, where there was a lower probability of finding the plant communities that comprise the natural habitat of this taxon.

*Echium cantabricum*. In model 1 the variables that contributed the most in the final model were lithology, biogeography, thermotype, summer temperature and solar

radiation; in model 2 were lithology, summer temperature, solar radiation and *GDD*. In model 1 0.11% of the land was “suitable” and 0.02% was “very suitable”. Model 2 gave 0.1% as “suitable” and 0.04% as “very suitable” (Table 5.1). Although the low number of existing taxon citations may cause problems from a statistical point of view, the models obtained were coherent in terms of the spatial distribution of the species and constitute a useful tool for prioritising the search for new populations. They also make it possible to locate areas for other uses, such reintroductions or habitat restoration, if necessary. Moreover, the results from both models reflected the umbrophilic tendency of this taxon, related to the type of vegetation to which it is associated.

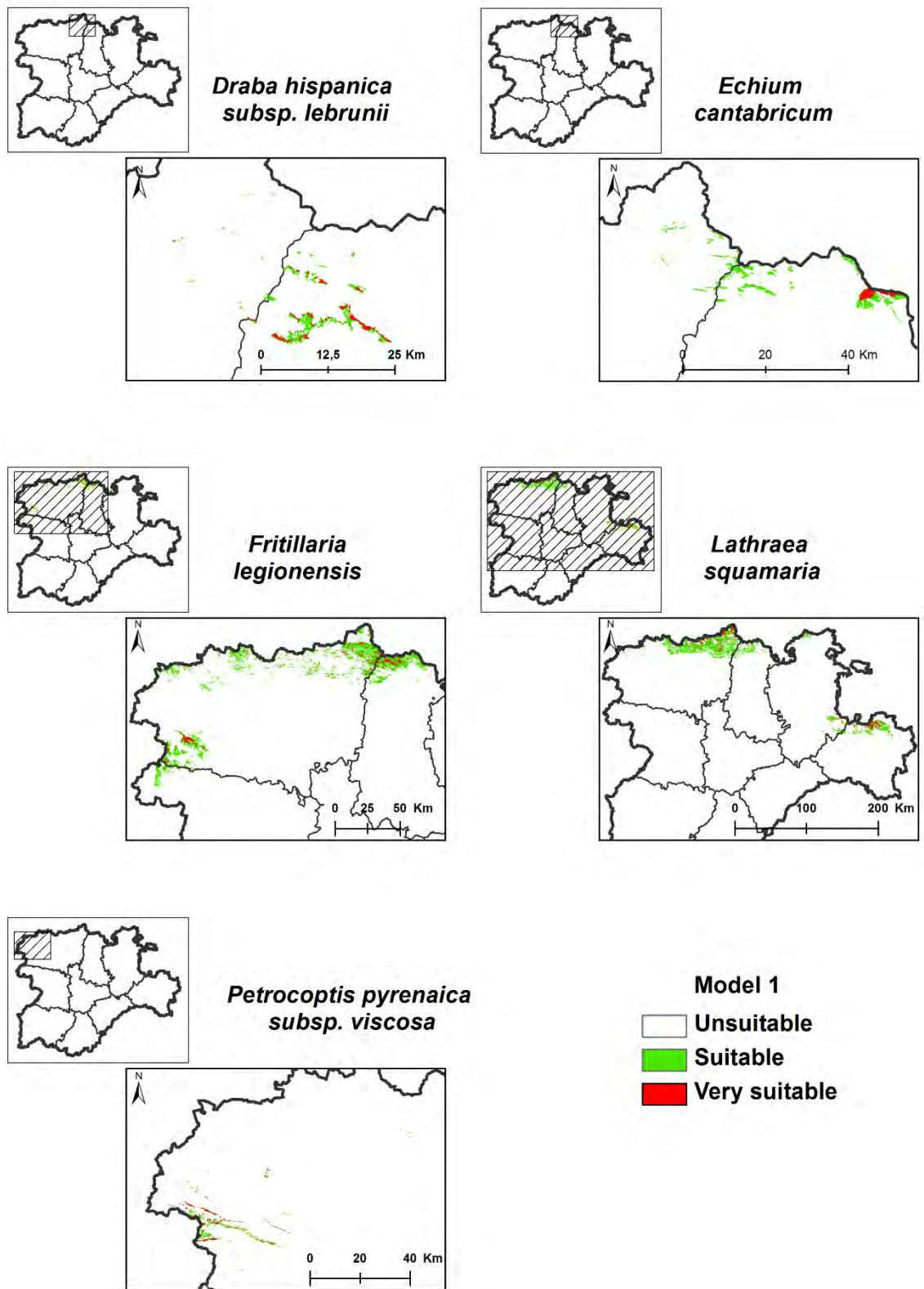
*Fritillaria legionensis*. In model 1 the variables that contributed the most in the final model were ombrotype, biogeography, lithology, *GDD*, thermotype, summer temperature, and aspect; in model 2 were *GDD*, lithology, *It*, aspect and summer temperature. In model 1 “total suitable” territory decreased 1.67 % compared with model 2 (Table 5.1). Maps from both models did show significant differences. In the map obtained with model 2 (Figure 5.3), very high suitability values were assigned to areas close to actual citations, but also to others very far away from these, where the absence of this taxon was confirmed. However, in the map obtained with model 1 (Figure 5.2), two main nuclei appeared. It grouped those spaces with highest suitability, corresponding to zones with existing citations and nearby areas. It also showed other areas which had appeared in the previous model, but with a much lower suitability value. This, once again, demonstrates that the inclusion of biogeographic and bioclimatic variables substantially improves the modelling results.

*Lathraea squamaria*. In model 1 the variables that contributed the most in the final model were lithology, thermotype, biogeography, ombrotype, *Ps* and *PE* in August; in model 2 were lithology, *Ps*, *PE* in August and summer temperature. In model 1 “total suitable” territory decreased 3.85 % from the model 2 (Table 5.1). Model 1 fitted best to the actual distribution of the species, since the areas with the highest suitability values were close to existing populations. In model 2, explained variability was due to the use of few variables with a high weight, and the most suitable areas were divided into three nuclei, one of which was located among known populations, where the taxon has not yet been found although the area has been surveyed.

*Petrocoptis viscosa*. In model 1 the variables that contributed the most in the final model were lithology, biogeography, thermotype, solar radiation, aspect and slope; in model 2, the most explanatory variables were lithology, slope, solar radiation, aspect and *Ic*. In model 1 “total suitable” territory decreased 0.4 % from a model 2 (Table 5.1). In model 1 (Figure 5.2) the most suitable areas identified were in the region where all the known locations of this taxon exist. Model 2 (Figure 5.3) gave suitable values in areas distant from the actual distribution of the taxon. These areas, in the Cantabrian Mountains, contain the vicariant subspecies, *P. glaucifolia* (Lag.) Boiss., which occupies habitats meeting similar requirements. Therefore, model 1 provides a better fit with the actual patterns of distribution of the species, and thus we conclude that the model that included qualitative bioclimatic and biogeographic variables was more accurate and more useful than the model which excluded these variables.

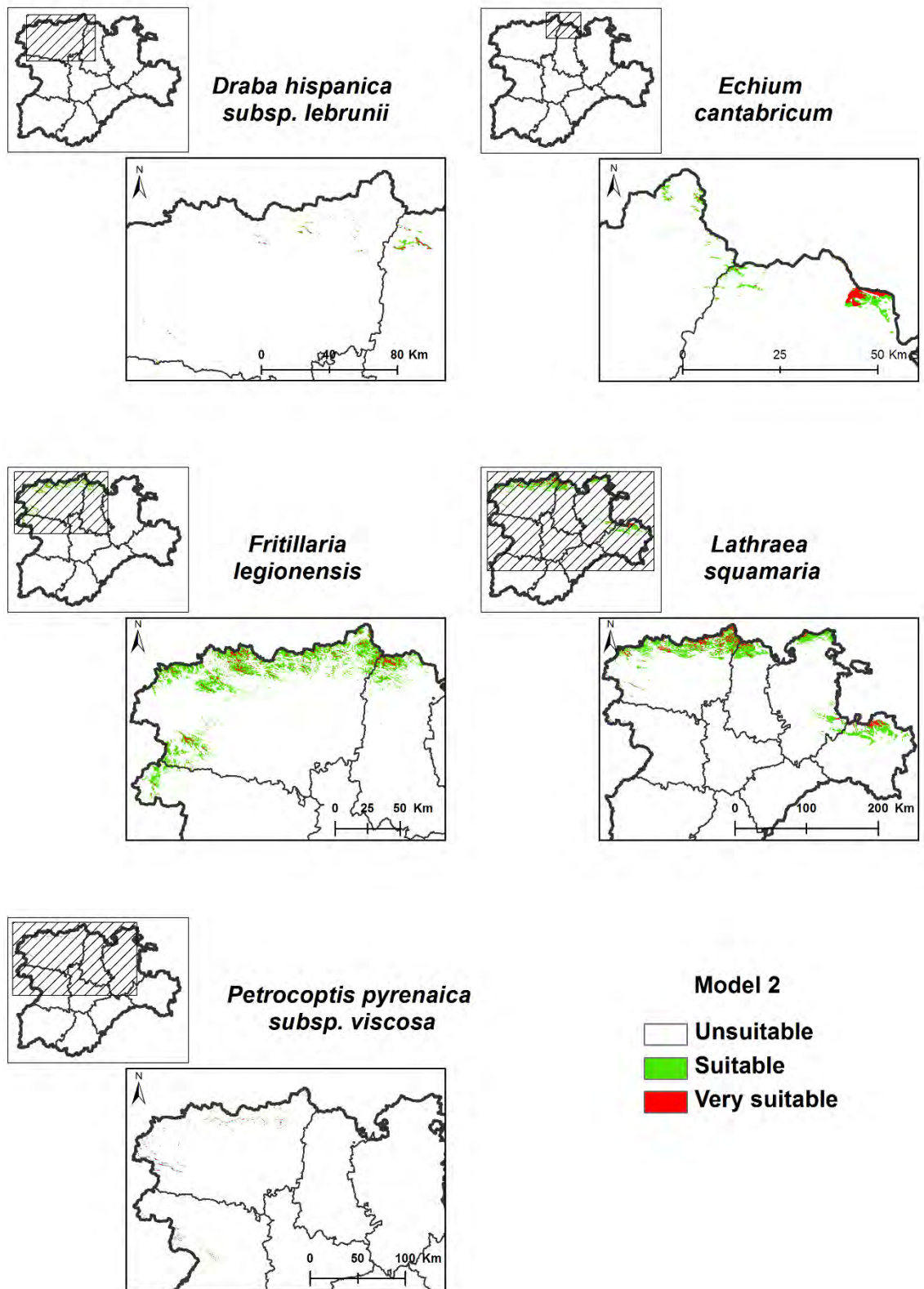
**Table 5.1.** Results obtained for the two groups of models. The first two rows show the percentages obtained from modelling for each habitat suitability category. The third row shows the percentage of total habitat considered suitable. AUC represents the value obtained for this parameter using Maxent software. The other rows show the relative contributions of the environmental variables to the model.

	<i>Draba</i>		<i>Echium</i>		<i>Fritillaria</i>		<i>Lathraea</i>		<i>Petrocoptis</i>	
	Mod.1	Mod.2	Mod.1	Mod.2	Mod.1	Mod.2	Mod.1	Mod.2	Mod.1	Mod.2
% Suitable	0.05	0.11	0.11	0.10	2.52	4.02	4.28	7.13	0.09	0.36
% Very suitable	0.02	0.04	0.02	0.04	0.35	0.52	0.67	1.67	0.05	0.18
% Total suitable	0.07	0.15	0.13	0.14	2.87	4.54	4.95	8.80	0.14	0.54
AUC	0.998	0.998	1	0.999	0.992	0.991	0.983	0.983	0.999	0.999
Sensitivity	1	1	0,8	0,8	1	1	1	1	1	1
Specificity	0,999	0,998	0,998	0,998	0,97	0,95	0,95	0,91	0,999	0,994
Altitude	0.1	1.6	0		0.9	0.4	0	0	0	0.5
Aspect	1.1	1.2	0.1	0.1	3	4.2	1.1	0.6	3.6	3.3
Biogeography	7.3		36.5		18.2		22.7		31.5	
Degree-day ( <i>GDD</i> )	0.9	22.1	2.9	1.8	15.8	58.2	0	0	0	0
PE in August ( <i>PE</i> )	0.1	0.2	0	0	0.9	0.9	3.2	12.9	0	0
Continental Index ( <i>Ic</i> )	5.1	9.3	1.3	0.6	0.7	0.4	0	0.2	0.8	1.6
Thermicity Index ( <i>It</i> )	0.2	1.6	0.1	0.5	2.6	7.6	0.5	0	0	0
Lithology	28.4	63.8	36.8	45.7	16.9	17.7	24.7	59.6	37.2	64.9
Ombrotype	2.8		0.2		19.4		16.1		1.6	
Slope	0.1	0.1	0	0.4	1.8	2.9	0	0.2	3.3	15.2
Solar radiation	0	0.1	3	5.5	1.8	0.8	0.7	1.5	3.9	14.2
Summer precipitation ( <i>Ps</i> )	0	0.1	0.9	0	2.6	3.9	6.4	22.9	1.3	0.2
Summer temperature ( <i>Ts</i> )	0	0	6.5	45.3	5.1	3	0.8	2.1	0	0
Thermotype	53.9		11.7		10.3		23.8		16.7	



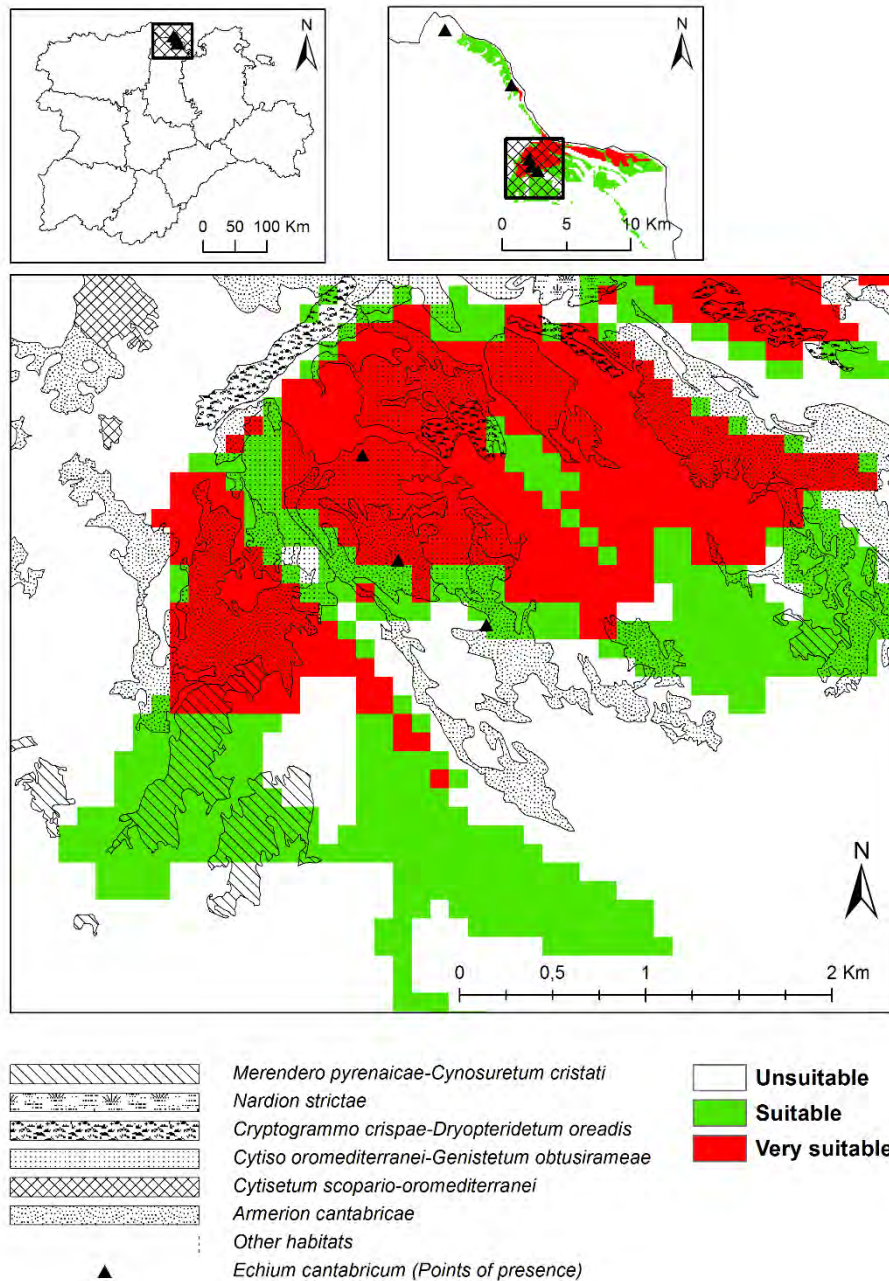
**Figure 5.2.** Model 1: potential distribution maps obtained using all variables; this is reclassified into three classes of habitat suitability: unsuitable, suitable and very suitable.





**Figure 5.3.** Model 2: potential distribution maps obtained without the qualitative bioclimatic and biogeographic variables; this is reclassified into three classes of habitat suitability: unsuitable, suitable and very suitable.

Regarding to prior searches for new populations using the vegetation map, Figure 5.4 shows the overlay performed for the taxon *E. cantabricum*. The result is a map where communities likely to contain the species studied were identified on the basis of the habitat suitability map. The priority search areas are those in which both maps overlap.



**Figure 5.4.** Map of occurrence points for *Echium cantabricum*, priority areas obtained from the SDM and the map of habitats which are favourable. Priority areas should be established where areas classified as suitable and very suitable in the SDM overlap with the favourable habitat.

### III. Conclusions

Bioclimatic and biogeographic characterisation of the taxa under study was extremely useful in the modelling process. This information is easily incorporated, inexpensive and very accurate in terms of identifying the ecological valences occupied by each species, understanding their response and thus developing functional habitat suitability models which are highly reliable and reflect reality. The obtained results show that the use of predictive habitat suitability models that incorporate biogeographic and bioclimatic data are very effective when applied to the study of endemic, rare or threatened taxa. Integrating this information into the model reduces the areas with higher habitat suitability and therefore the search area for the plant. This implies a reduction in the overpredictions in areas which are ecologically similar, but distant from the actual area of distribution of the species. Biogeography separates vicariant plant communities, *i.e.* plants which grow in similar ecological conditions but in different biogeographic areas and whose floral composition is different. If only environmental variables are used, the model may identify potential areas which don't contain the populations studied, either because they are remote from the communities where these rare or endemic taxa actually grow, or because of the existence of geographical or human barriers. Even in the case of vicariant taxa, it is shown that differentiating and separating potential areas of occupancy is possible. Such was the case, for example, of *Petrocoptis viscosa*, for which model 1, which included bioclimatic and biogeographic variables, was capable of discriminating its area of occupancy from the area occupied by *P. glaucifolia*.

The most efficient models included qualitative bioclimatic and biogeographic variables. These variables substantially increased higher habitat suitability in areas related to the distribution areas of the studied taxa and were generally those which contributed the most to the construction of the final model. The percentage contribution of the variables common to both groups models varied considerably; however, the order of importance of the variables remained constant in the majority of cases. Therefore, we can conclude that the effect of the use of qualitative bioclimatic and biogeographic variables is to artificially reduce the weight of the rest of the predictor variables used, masking their real weight in the final model but without excluding them from the algorithm calculation. This is essential to ensure that the process is working properly, and that model 1 is still taking into account all significant variables.

The models constructed from a small number of initial citations, which might present statistical problems since these artificially increases the consistency of the model, show results which a priori are representative and consistent with the known distribution of the species, especially when qualitative biogeographical and bioclimatic variables are considered. This was the case of *Echium cantabricum*, *Lathraea squamaria* y *Petrocoptis viscosa* which have a small number of locations, but we obtained SDM that are consistent because do not appear as suitable areas very far from the actual distribution of the taxon and provide valid information on their ecological preferences.

The results of this study confirm that the final obtained maps as a result of the modelling process, constitute an essential working tool to prioritize the search of new populations, establishing potential restoration areas if necessary or identifying possible areas of natural plant expansion. The new variables used in this work enable more accurate definition of the environmental variability of a species, and thus its potential distribution can be determined more accurately. From the point of view of conservation, these models are particularly useful in the case of rare or threatened plants since they are non-invasive and inexpensive. Integration of the vegetation map once the modelling process is completed enables more detailed prioritisation of search areas for each taxon without any loss of accuracy in the information. The resultant SDM optimize the use of economic and human resources deployed in the collection of field data according to Guisan *et al.* (2006).

## **Acknowledgements**

This study was carried out in part within the framework of a specific agreement of collaboration with the Environmental Department of the Castilla y León Regional Government. Thanks to Ruben G. Mateo and Borja Jimenez-Alfaro for their help and suggestions, to Iván Gómez for his assistance in data collection in the field, and to Raquel M<sup>a</sup> García-Valcarce and Guadalupe Diez-Viñayo for their suggestions with the text translation. We are grateful to the reviewers for their comments and suggestions that have improved the manuscript, specially, Blas Benito de Pando.

### **Annexe 5.1.** Information about the conservation status of the studied taxa.

*Draba hispanica* subsp. *lebrunii*: Regional endemic for which only a few populations are known, with an area of occupancy less than 50 km<sup>2</sup> (García-González *et*

*al.*, 2011). Although this taxon inhabits a very restricted area, it has been the subject of several studies and there are numerous georeferenced citations. Nationally, it is listed as "Endangered" (EN) in accordance with the 2001 IUCN criteria (Bañares *et al.*, 2010), and at regional level it is legally protected with the status of "Vulnerable".

*Echium cantabricum*: Regional endemic distributed in small populations scattered throughout the eastern sector of the Cantabrian Mountains. This taxon inhabits a very restricted area, with very few known locations and for which there is very little information available. According to our observations, it may be locally abundant. It is listed in the Red List of Spanish Vascular Flora with the category "Data Deficient" (DD) (Moreno Saiz, 2008) and is protected at the regional level with the category of "Endangered" (EN). Five citations were initially used to construct the SDM, which corresponded to the number of subpopulations known to date in the region.

*Fritillaria legionensis*. Regional endemic with more than ten populations, whose distribution range has recently been extended (Paz Canuria *et al.*, 2011) and which may be locally abundant. Nationally, it is listed as "Vulnerable" (VU) (Bañares *et al.*, 2008), and at regional level it is protected with the status of "Preferential Treatment".

*Lathraea squamaria*: Taxon with a wide-ranging Eurasian distribution, with a more southerly location in the Iberian Peninsula. This is a very rare taxon in Castilla y León, and there are very few known locations. However, recent findings (Cantoral *et al.*, 2011) suggest that it is quite possible that there are more populations, since the special phenology of the taxon, including early emergence and rapid concealment of shoots, have led to it being overlooked. Further studies using models such as those presented here will no doubt show in the near future that this plant is probably far more abundant than was previously thought. It is legally protected at regional level with the category of "Preferential Treatment". Nine occurrence points were used to construct the model, which correspond to the number of locations that are known for this species in the region.

*Petrocoptis viscosa*. Regional endemic known only in three locations despite extensive surveys. Its habitat rendered this taxon particularly interesting for this study because it presents very specific ecological requirements, inhabiting vertical limestone rock walls or overhangs and having a very low dispersal capacity. Nationally, it is listed

as "Endangered" (EN) (Bañares *et al.*, 2008), and at regional level it is protected with the status of "Vulnerable" (BOCYL, 2007).

### Annexe 5.2. Bioclimatic and climatic indexes used in this work.

1.1 Thermotype	<p><b><math>I_t</math> (Thermicity Index) = <math>(T + m + M) 10 \Leftrightarrow (T + T_{min} \times 2) 10</math></b></p> <p><i>T</i>: average annual temperature  <i>m</i>: average minimum temperature of the coldest month  <i>M</i>: average maximum temperature of the coldest month.</p>
	<p><b><math>I_{tc}</math> (Compensated Thermicity Index) = <math>I_t \pm C_i</math></b></p> <p>If <math>8 \geq I_c \leq 18</math>; <math>I_t = I_{tc}</math>; if <math>8 \leq I_c \geq 18</math>, the thermicity index must be compensated by adding or subtracting a compensation value (<i>C<sub>i</sub></i>)</p>
	<p><b><math>T_p</math> (Yearly Positive Temperature)</b></p> <p>In tenths of degrees Celsius, sum of the monthly average temperature of those months whose average temperature is higher than 0°C.</p>
1.2 Ombrotype	<p><b><math>I_o</math> (Annual Ombrothermic Index) = <math>(P_p/T_p)10</math></b></p> <p><i>P<sub>p</sub></i>: positive annual rainfall (rainfall for the months of monthly average temperature above 0°C)  <i>T<sub>p</sub></i>: positive annual temperature (amount in tenths of a degree centigrade of the monthly average temperatures for the months of monthly average temperature above 0°C)</p>
1.3 Other indexes	<p><b><math>I_c</math> (Continental Index) = <math>(T_{max} - T_{min})</math></b></p> <p>Simple Continental Index or annual thermal range  <i>T<sub>max</sub></i>: average temperature of the warmest month  <i>T<sub>min</sub></i>: average temperature of the coldest month</p>
	<p><b><math>P_s</math> (Summer precipitation):</b> in areas of Mediterranean, temperate, boreal and polar macrobioclimates (the tropical macrobioclimate is excluded) this is the sum of the average rainfall for the three summer months, which are usually the three warmest consecutive months of the year.  According to convention, we used:  for the northern hemisphere <b><math>P_s = P_{June} + P_{July} + P_{August}</math></b>  for the southern hemisphere: <b><math>P_s = P_{December} + P_{January} + P_{February}</math></b></p>
	<p><b><math>T_s</math> (Summer Temperature):</b> Amount in tenths of a degree of the average monthly temperatures of the three summer months. For extratropical areas (N and S of the 26th parallel, in their respective hemispheres), these are the months of June, July and August in the northern hemisphere and December, January and February in the southern hemisphere.</p>
	<p><b><math>PE</math> (Thornthwaite's Monthly Potential Evapotranspiration Index) = <math>e_i \cdot 16 (10 \times tm/I)^a</math></b></p> <p><i>I</i>: <math>\sum (t_i/5)1.514</math> if <math>t_i \leq 0</math>, <math>ETP_i = 0</math>  <i>e<sub>i</sub></i>: correction factor for sunlight as a function of altitude, obtained from tables  <i>t<sub>i</sub></i>: average monthly temperature  <i>I</i>: Heat Index or sum of the calculated values of each month  <b><math>I = (t_i/5)1.514</math> if <math>t_i \leq 0</math>, <math>ETP = 0</math></b>  <i>a</i>: Theoretical exponent <math>(6.75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 771 \cdot 10^{-7} \cdot I^2 + 1.792 \cdot 10^{-2} \cdot I + 0.49239)</math>.</p>
2. Other variables	<p><b><math>GDD</math> (Degree-day) = <math>\sum_{(i=1)}^n [(T_{max} + T_{min})/2 - T_{base}]</math></b></p> <p><i>T<sub>max</sub></i>: daily maximum air temperature  <i>T<sub>min</sub></i>: daily minimum air temperature  <i>T<sub>base</sub></i>: is de base temperature (5°C)</p>

**Annexe 5.3.** Optimal and secondary habitats and plant communities for the studied taxa, and results of the geobotanical characterisation (biogeography-sector level- and bioclimatology - macrobioclimate, bioclimate and bioclimatic belts).

TAXON	OPTIMAL HABITAT (Annexe I of the Habitats Directive Code)	SECONDARY HABITAT (Annexe I of the Habitats Directive Code)	BIOGEOGRAPHY
<i>Draba hispanica</i> subsp. <i>lebrunii</i>	- <i>Festuco hystricis-Thymetum mastigophori drabetosum lebrunii</i> (6170-Alpine and subalpine calcareous grasslands)	- <i>Drabo lebrunii-Armerietum cantabricae</i> (6170-Alpine and subalpine calcareous grasslands)	High Campurrian-Carrionese sector (Orocantabric subprovince, European Atlantic province, Eurosiberian region)
<i>Echium cantabricum</i>	- <i>Merendero pyrenaicae-Cynosuretum cristati</i> - <i>Nardion strictae</i> (6230-* Species-rich <i>Nardus</i> grasslands, on silicious substrates in mountain areas (and submountain areas in Continental Europe))	- <i>Genistion polygaliphyllae</i> (5120- Mountain <i>Cytisus purgans</i> formations) - <i>Linarion triornithophorae</i>	High Campurrian-Carrionese sector (Orocantabric subprovince, European Atlantic province, Eurosiberian region)
<i>Lathraea squamaria</i>	- <i>Blechno spicanti-Fagetum sylvaticae</i> (9120- Atlantic acidophilous beech forests with <i>Ilex</i> and sometimes also <i>Taxus</i> in the shrublayer ( <i>Quercion robori-petraeae</i> or <i>Ilici-Fagion</i> ) - <i>Fagion sylvaticae, Carici sylvaticae-Fagetum sylvaticae</i> (9150- Medio-European limestone beech forests of the <i>Cephalanthero-Fagion</i> )	- <i>Populion albae</i> (91E0-* Alluvial forests with <i>Alnus glutinosa</i> and <i>Fraxinus excelsior</i> ( <i>Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae</i> ))	Picoeuropean-Ubiniese sector, High Campurrian-Carrionese sector (Orocantabric subprovince, European Atlantic province, Eurosiberian region) and Serrano Iberian sector (Oroiberian subprovince, Mediterranean Central Iberian province, Mediterranean region)
<i>Fritillaria legionensis</i>	- <i>Arrhenatherion</i> (6510- Lowland hay meadows ( <i>Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis</i> ) - <i>Cynosurion cristati</i>	- <i>Nardion strictae</i> (6230-* Species-rich <i>Nardus</i> grasslands, on silicious substrates in mountain areas (and submountain areas in Continental Europe) - <i>Teesdaliopsio-Luzulion caespitosae</i> (6160- Oro-Iberian <i>Festuca indigesta</i> grasslands)	Lacianan-Ancarensean, Picoeuropean-Ubiniese and High Campurrian-Carrionese sectors (Orocantabric subprovince, European Atlantic province, Eurosiberian region), and Bercian-Sanabrian sector (Carpetanian-Leonese subprovince, Mediterranean West Iberian province, Mediterranean region)
<i>Petrocoptis viscosa</i>	- <i>Petrocoptidion glaucifoliae</i> ( <i>Petrocoptidetum viscosae</i> ) (8210- Calcareous rocky slopes with chasmophytic vegetation)	- <i>Saxifragetum trifurcatae petrocoptidetosum viscosae</i> (8210- Calcareous rocky slopes with chasmophytic vegetation)	Bercian-Sanabrian sector (Carpetanian-Leonese subprovince, Mediterranean West Iberian province, Mediterranean Region)







Revisión  
del estatus de  
conservación del  
endemismo

*Draba*  
*hispanica*  
subsp.  
*lebrunii*



Capítulo 6

**García-González M.E., Alonso-Redondo R., Alfaro-Saiz E., García R., Alonso S. & Ferreras N. (2011).** Conservation status and protection measures for *Draba hispanica* Boiss. subsp. *lebrunii* P. Monts., endemic to the altocarrionés subsector (Castilla y León, Spain). *Acta Botanica Gallica*, 158: 577-594.

## CAPÍTULO 6

### Revisión del estatus de conservación del endemismo *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*

#### Resumen

*Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts. es un endemismo restringido a un pequeño territorio del norte de las provincias de León y Palencia (Castilla y León, España), que ha sido incluido en diversos catálogos de flora rara o amenazada a nivel regional y nacional, así como en otros listados de carácter científico. Tras la publicación del artículo presentado en esta memoria, aceptado en la revista *Acta Botanica Gallica* en 2010 (Artículo 4 del Anexo I), el descubrimiento de nuevas localidades, con la ampliación de la distribución geográfica que ello supone, ha sido concluyente para determinar una necesaria revisión de su estado de conservación. Por ello, en este caso, este capítulo es una modificación de dicho artículo y no una transcripción del mismo. En él se presenta la búsqueda jerarquizada de nuevas localidades, un estudio demográfico que incluye tres subpoblaciones y una revisión del estatus de conservación del taxon considerando todas las localidades y siguiendo los criterios IUCN. Además, se han identificado los factores de amenaza y los estreses, se han propuesto medidas de gestión y un listado de las investigaciones oportunas para garantizar su conservación.

Con el análisis de los resultados, se propone un cambio en la categoría de amenaza para *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, que pasaría de estar “*En Peligro*” (EN – *Endangered*-) a “*Casi Amenazado*” (NT – *Near Threatened*-). Sin embargo, debería mantener la protección legal que a nivel autonómico regula su situación, ya que Castilla y León es la única administración regional responsable de su conservación. Se propone también su inclusión en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección

Especial por ser una especie merecedora de una atención y protección particular, dado su valor científico y ecológico, así como su singularidad y rareza.

Asimismo, como una de las medidas principales de conservación “*in situ*”, se propone la declaración de una figura de “Microrreserva de Flora” como área de especial protección para esta planta.

**Palabras clave**

Categoría IUCN, Conservación, *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, España, flora amenazada.

## I. Introducción

*Draba hispanica* Boiss. subsp. *lebrunii* P. Monts. es una herbácea perenne, perteneciente a la familia *Brassicaceae*, cespitosa y pulviniforme, con biotipo de hemicriptófito rosulado. De esta planta sólo se habían registrado dos subpoblaciones clásicas situadas en las montañas del norte de Palencia; más concretamente, en la cadena montañosa de naturaleza calcárea (calizas de montaña y calizas margosas) que conforman los Picos Peña del Fraile (2025 m), Peña Redonda (1993 m), Peña Cueto (1907 m), Peña Mayor (1866) y Alto de Miranda (1840 m) (Montserrat, 1977; Laínz, 1988; García-González, 1990; Rivas-Martínez *et al.*, 1991; García-González *et al.*, 1992; Blanca, 1993; VV.AA., 2002-2010). Dicha barrera montañosa, enormemente rica desde el punto de vista de la diversidad vegetal, posee un carácter fuertemente continental y representa el tránsito entre los territorios mediterráneos de la meseta castellana y los atlánticos del norte de España, lo que le otorga un marcado carácter submediterráneo.

Pedro Montserrat (1977) designa como tipo para *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* el material recolectado junto a Luis Villar en Peña Redonda (Palencia), entre 1960 y 1980 m de altitud y realiza un completo estudio en el que compara este taxon con los que considera más cercanos desde el punto de vista morfológico y corológico: *D. cantabriae*, *D. dedeana*, *D. loiseleurii* y *D. hispanica* var. *atlantica*. Posteriormente, Laínz (1988) le otorga el estatus específico *D. lebrunii*, considerando como caracteres diferenciales la longitud del estilo (menor que en otros táxones próximos), la longitud de los pétalos (también más cortos), así como su palidez. Sin embargo, dichos elementos no son suficientes para discriminar este taxon de otros congéneres con los que convive, como *D. cantabriae*, como así apuntan Rivas-Martínez *et al.* (1991), aunque estos autores le otorgan también el rango de especie. Para ello, señalan que las hojas basales plurinervias de *D. hispanica* subsp. *lebrunii*, con el nervio medio no visible en el tercio superior, es el carácter diferencial del resto de especies de la sect. *Aizopsis*, las cuales presentan hojas basales uninervias desde el ápice hasta la base. Según estos autores, las características intermedias que presenta cuando se compara con otros de la misma sección (táxones de escapo glabro y táxones de escapo peloso), pauntan la posibilidad de un origen híbrido.

Laínz (1988) señala el acantonamiento de este taxon en Peña Redonda, única localidad conocida hasta ese momento; sin embargo, durante prospecciones de campo

llevadas a cabo en la Sierra del Brezo y la Comarca de la Peña (García-González, 1990) se descubren tres nuevas ubicaciones: en la falda septentrional del cordal de Peña Cueto-Pico Fraile, en Peña Mayor y en el Alto de Miranda. Pero no fue hasta el año 2010 cuando se halla en las inmediaciones de Peña Lampa, en territorio leonés, aunque a escasa distancia de la línea divisoria con la provincia de Palencia, constituyendo novedad provincial y extendiendo los límites conocidos hasta el momento para este taxon (Carlón *et al.*, 2010). En el año 2012 se cita en dos nuevos lugares en la provincia de Palencia, uno en la Peña Santa Lucía, el otro en el Pico la Verdiana, a unos 18 km de distancia de las subpoblaciones clásicas (Rodríguez & Oreca, 2012). Estas publicaciones constituyen un hito en la forma de entender y tratar este taxon, ya que con ellas se inician una serie de búsquedas exhaustivas en las que se prospecta el territorio de forma sistemática durante los meses de marzo a mayo, con el objetivo de ampliar el área de distribución conocida para esta planta, que por su pequeño tamaño y su floración prematura, ha podido pasar desapercibida. Dichas prospecciones culminan en un total de 13 localidades repartidas en 43 cuadrículas UTM de 1 km<sup>2</sup> (Rodríguez *et al.*, 2013).

El territorio por el que se distribuye *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* está incluido en su mayoría dentro del Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina (BOCYL, 2000), LIC-ES4140011. Sólo las citas más occidentales de la provincia de León se encuentran dentro del Parque Regional de Picos de Europa en Castilla y León (BOCYL, 1994), LIC-ES4130003. La gran diversidad, tanto geológica como climática que presenta el área de estudio, así como su situación geográfica, en contacto con la meseta castellana, hace que sea una de las zonas más interesantes y complejas de toda la cordillera. Este espacio natural de topografía abrupta, cuenta con fuertes pendientes las cuales alternan con amplios valles y está articulado en torno a un cordel montañoso que lo atraviesa de norte a sur y divide las aguas del Alto Carrión de las del Pisuerga. Las cotas más bajas se sitúan alrededor de los 1000 m y las más elevadas son los Picos Espigüete, con 2450 m y Curavacas, con 2520 m. Se reconocen en el territorio dos ambientes geomorfológicos: relieve paleozoico, que corresponde en líneas generales al de la cordillera Cantábrica y relieve mesozoico-terciario, que origina, principalmente, derrubios de ladera y conos de deyección. Además, son evidentes los modelados y las huellas relacionados con la morfología periglacial (Lobato, 1977; Alcalde, 1982).

Biogeográficamente, siguiendo la propuesta nomenclatural de Rivas-Martínez *et al.* (2011), este endemismo orófilo es considerado propio del sector Altocampurriano-Carrionés (subprovincia Orocantábrica, región Eurosiberiana), de territorios templados con una marcada influencia mediterránea, llegando a alcanzar el sector Castellano-Cantábrico (subprovincia Oroibérica, región Mediterránea) en su límite septentrional. Bioclimáticamente, se desarrolla en zonas que presentan termotipo supratemplado superior y orotemplado, de carácter submediterráneo y ombrotipo húmedo-hiperhúmedo (Río, 2005).

Respecto al hábitat, *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* encuentra su óptimo en los pastizales psicroxerófilos calcícolas basófilos y quionófilos que ocupan suelos profundos del piso orotemplado (García-González *et al.* 2010a) a partir de 1.450 m de altitud (Llamas *et al.*, 2009b). Según lo señalado por García-González *et al.* (1992) se desarrolla en pastizales de la clase *Koebresio myosuroides-Seslerietea caeruleae*, como característica del sintaxon *Drabo lebrunii-Armerietum cantabricae* (*Armerion cantabricae*) y en pastizales psicroxerófilos calcícolas de espolones y litosuelos orocantábricos de la alianza *Plantagini discoloris-Thymion mastigophori* A. Molina & Izco 1989, donde caracteriza la subasociación *Festuco hystricis-Thymetum mastigophori drabetosum lebrunii*, que representa la versión altitudinalmente más elevada de la asociación. Ambas comunidades se encuentran incluidas bajo el epígrafe “6170 Prados alpinos y subalpinos calcáreos” en el Anexo I de la Directiva Hábitats, en el que se incluyen aquellos tipos de hábitats naturales de interés comunitario cuya conservación requiere la designación de ZEC o Zonas de Especial Conservación (BOE, 1995).

Debido a su restringida área de distribución (Blanca, 1993), en el ámbito de Castilla y León Llamas *et al.* (2007) la señalan como rara (R). Se incluye, además, entre uno de los diez táxones prioritarios para su conservación tanto en la cordillera Cantábrica (Jiménez-Alfaro, 2008) como en Castilla y León (Llamas *et al.*, 2009a). En cuanto a la protección legal, se recoge bajo la categoría “*Vulnerable*” en el Catálogo de Flora Protegida de dicha comunidad (BOCYL, 2007). También ha sido incluida en otros listados de flora amenazada de carácter científico (Llamas *et al.*, 2003a, 2007). En la actualidad, *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* es uno de los táxones objeto de estudios geobotánicos y de conservación promovidos por la Junta de Castilla y León a través de diversos proyectos y convenios (JCYL, 2002-2009, 2008-2011). Esta especie se incluyó

en el listado de plantas endémicas, raras o amenazadas de España (Barreno *et al.*, 1984) y en la Lista Roja de la Flora Vasculares Española publicada en el año 2000 (Domínguez, 2000), en la que se le asignaba la categoría “*Vulnerable*”. Posteriormente, en la Lista Roja de la Flora Vasculares Amenazada de España (Moreno Saiz, 2008) se le adjudica la categoría “*En Peligro*” (EN –*Endangered*-), basándose en los criterios IUCN de 2001 (IUCN, 2001), estatus que es considerado también por Llamas *et al.*, (2009b) y con el que se incluye, además, en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculares Amenazada de España (Acedo *et al.*, 2010b), teniendo en cuenta, principalmente, criterios relacionados con sus reducidas Extensión de Presencia (EOO) y Área de Ocupación (AOO), razón por la que García-González *et al.* (2010a) proponen su asignación en la categoría “*Vulnerable*” (VU –*Vulnerable*-) bajo el criterio D2 (AOO<20 Km<sup>2</sup>).

Como base para una asignación objetiva de la categoría de amenaza, se ha utilizado el programa Ramas Red List Professional, que permite incorporar la incertidumbre asociada a los datos (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014) mediante el establecimiento de intervalos o números difusos (Akçakaya *et al.*, 2000; Milner-Gulland & Akçakaya, 2001) y que ya ha sido aplicado en la evaluación de diferentes grupos de especies amenazadas de fauna (Peiró *et al.*, 2010; Rozyłowicz & Dobre, 2010), plantas vasculares (Navarro *et al.*, 2003) o líquenes (Scheidegger & Goward, 2002).

## II. Material y métodos

Para poder reevaluar la categoría de amenaza de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* siguiendo los criterios IUCN (2001) se ha llevado a cabo, en primer lugar, un exhaustivo trabajo de recopilación bibliográfica. Se han incluido en la consulta la Base de Datos de Flora Vasculares de Castilla y León (VV.AA., 2002-2010), el Sistema de Información sobre las Plantas de España (Anthos, 2015), el Nodo Nacional de Información en Biodiversidad (GBIF-Es, 2015), así como otros estudios específicos sobre el taxon estudiado (García González, 1990; Rivas-Martínez *et al.*, 1991; García González *et al.*, 1992; Llamas *et al.*, 2009; Acedo *et al.*, 2010b; García-González *et al.*, 2010a; Rodríguez *et al.*, 2013).

La toma de datos de campo ha estado guiada por el Manual de Metodología del Proyecto del Atlas de Flora Amenazada de España (Albert *et al.*, 2004), siguiendo lo que



se denomina un “estudio básico” de la planta, orientado a proporcionar información que permita evaluar la categoría de amenaza adecuada y se ha completando dicho estudio con herramientas de SIG y modelización. Los términos población, subpoblación y localidad utilizados en este capítulo se han estandarizado con los definidos por la IUCN (IUCN 2001, 2012; IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014).

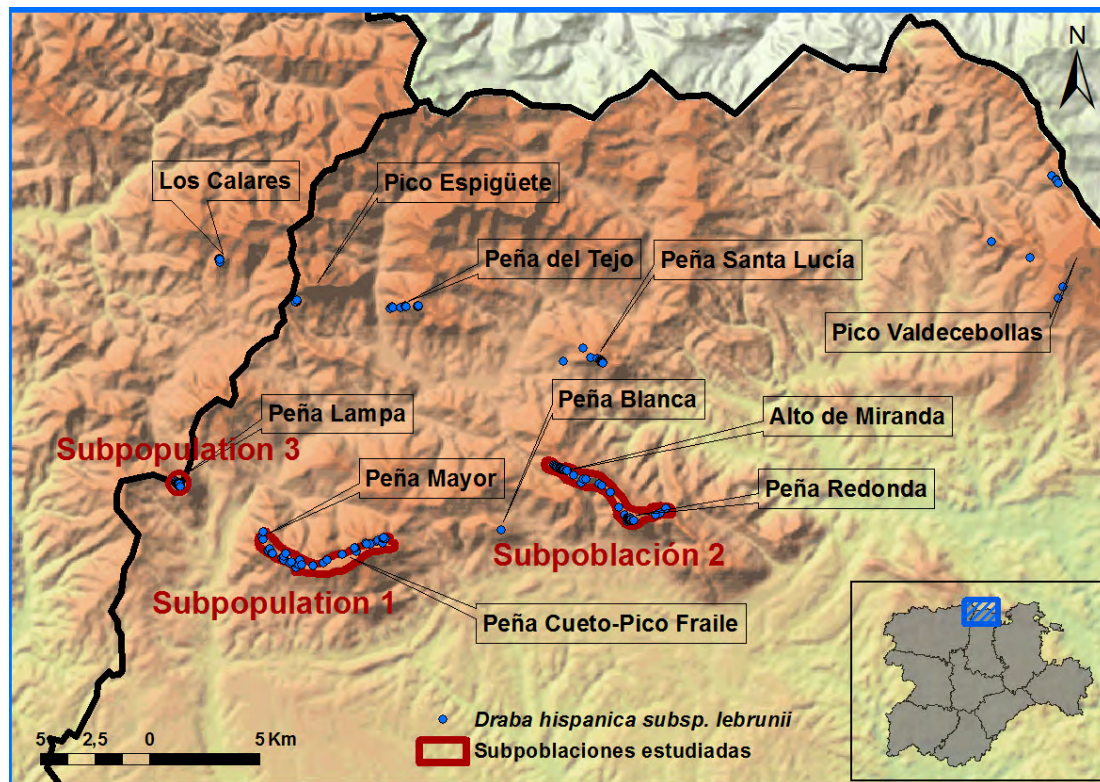
Los muestreos y prospecciones se realizaron entre los meses de marzo a julio de los años 2009, 2011, 2012, 2013 y 2014.

### **a. Tamaño poblacional y estructura interna**

El tamaño poblacional de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* se estimó mediante un censo indirecto, debido al elevado número de ejemplares existentes (Iriondo, 2011). El conteo se realizó en 2009 en las 2 subpoblaciones principales: las subpoblaciones 1 y 2 (Figura 6.1), las cuales engloban entre las dos más del 95% del AOO del taxon y que, además, presentan las mayores densidades, según Rodríguez *et al.* (2013). Ambas subpoblaciones se encuentran separadas entre sí por una distancia de 7,67 Km. En 2011 se censaron, también de manera indirecta, los individuos presentes en la subpoblación de “Peña Lampa” (subpoblación 3).

Para calcular la densidad poblacional y estimar el número de individuos presentes en las subpoblaciones estudiadas, se trabajó en 22 parcelas de 25 m<sup>2</sup> de superficie repartidas en el territorio, estableciéndose 6 en la subpoblación 1 de Peña Redonda-Alto de Miranda, 13 en la subpoblación 2, la más nutrida, correspondiente al cordel de “Peña Cueto-Pico Fraile-Peña Mayor y 3 en la subpoblación 3, de Peña Lampa. En cada parcela se marcaron con señalizadores de bandera y de manera independiente todos los individuos presentes (Figura 6.2).

La superficie real ocupada por el taxon se calculó mediante tecnología GPS, marcando en campo las áreas en las que éste se encontraba presente denominadas, de ahora en adelante, “núcleos poblacionales”. Para el análisis de la estructura interna de la población, se estudiaron las fenofases o estados del ciclo vital de la planta en las 22 parcelas.



**Figura 6.1.** Situación de las localidades de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*. En rojo, las dos subpoblaciones clásicas y la subpoblación de Peña Lampa, en las que se han elaborado los censos.



**Figura 6.2.** Detalle del marcaje de individuos mediante el uso de señalizadores de bandera en la subpoblación 1.

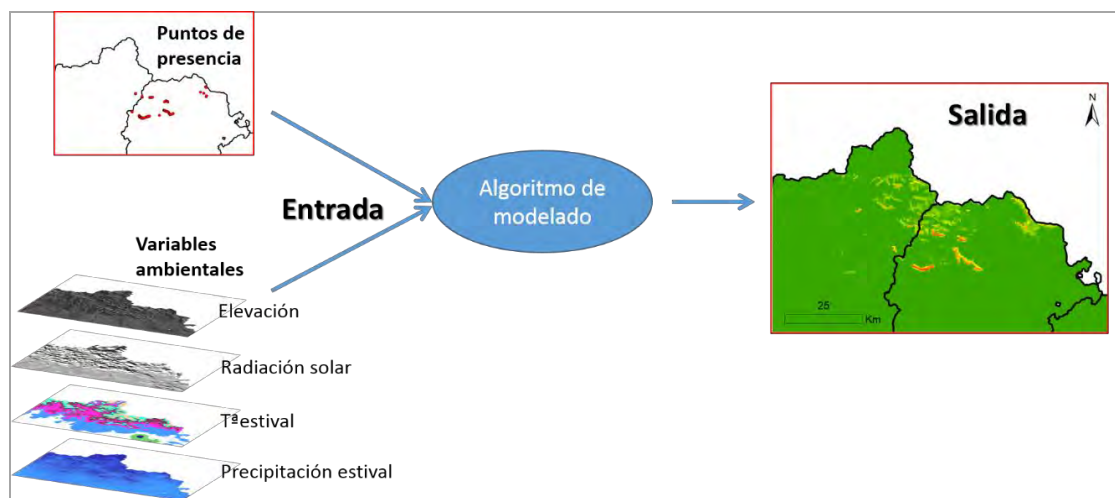
Para ello, el muestreo se realizó durante la fase reproductiva de la planta, Se contabilizaron de forma directa en cada parcela los individuos reproductores (individuos con flor, con fruto o con ambos), los individuos vegetativos (rosetas foliares) y los ejemplares muertos. Las plántulas no se contabilizaron debido a la dificultad que conlleva su diferenciación en el campo. La abundancia de individuos de cada una de las clases establecidas ha sido representada en un diagrama de barras.

Esta información nos va a permitir estimar el comportamiento de la población, es decir, si ésta presenta carácter invasor, normal o senil (García, 2002) y constituye el primer paso para un posterior estudio de la dinámica poblacional del taxon, imprescindible en la propuesta de medidas de gestión y conservación del mismo.

Con el fin de establecer si existían diferencias significativas entre el número de individuos total y para cada clase de edad en las tres subpoblaciones se realizó un ANOVA mediante el uso del software estadístico SPSS (SPSS, 2010). La Hipótesis de partida considerada ( $H_0$ ) fue la igualdad de medias en las tres subpoblaciones, tanto para el número de individuos totales, como por clases de edad. Posteriormente, teniendo en cuenta la densidad de individuos y la superficie de los núcleos poblacionales, se estimó el número total de ejemplares.

### b. Búsqueda jerarquizada de nuevas localidades

Las prospecciones se han basado en el conocimiento previo del territorio y la ecología de la planta, además del uso de Modelos de Distribución de Especies (SDM) especialmente diseñados para la búsqueda de nuevas localidades de táxones raros y/o amenazados (Capítulo 5). El método de jerarquización ha consistido en la delimitación de los hábitats potenciales mediante el uso de SDM generados con el software Maxent (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008) a partir de las citas previas disponibles (Figura 6.3).



**Figura 6.3.** Esquema general del funcionamiento de los Modelos de Distribución de Especies (SDM).

Los valores utilizados para la correcta convergencia del algoritmo fueron los asignados por defecto por el software: 500 como número máximo de iteraciones y 0,00001 como límite de convergencia. El porcentaje de presencias utilizado para evaluar el modelo fue el 10% de un total de 245 y se replicó 10 veces mediante el empleo del

método “*Bootstrap*”, que permite un remuestreo con reemplazo. Las presencias duplicadas fueron eliminadas, opción incluida en el propio software Maxent.

La información relativa a la presencia del taxon se relacionó con las siguientes variables: biogeográficas (nivel de sector biogeográfico), bioclimáticas cualitativas (ombrotipo y termotipo), climáticas y bioclimáticas cuantitativas [índice de continentalidad (Ic), índice de termicidad (It), precipitación estival (Ps), temperatura estival (Ts), *degree-day* (GDD) y evapotranspiración en el mes de agosto (PE)], topográficas (pendiente, radiación solar y orientación) y litológicas (ver Capítulo 5). Para evitar la correlación entre variables, se realizó un análisis previo (coeficiente de Pearson) mediante el uso del software SPSS (SPSS, 2010). Las variables seleccionadas no presentaban un índice de correlación por encima del umbral considerado de 0,75 (Rissler & Apodaca, 2007).

Para evaluar la consistencia del modelo, se tomó como referencia el valor del AUC (*Area Under the Curve*) o área bajo la curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), que representa la probabilidad de que, seleccionando al azar una presencia y una ausencia, el modelo clasifique con un valor de idoneidad mayor la presencia que la ausencia (Bradley, 1997). Este método de evaluación de modelos, aunque es el más extendido, presenta ciertas limitaciones que han sido expuestas y discutidas por diferentes autores (Austin, 2007; Lobo *et al.*, 2008).

Las búsquedas se realizaron preferentemente durante los meses de floración (marzo-junio), cuando esta planta efimera y temprana, destaca aún entre las otras herbáceas más tardías, lo que facilita su localización. A medida que se confirman nuevas presencias, el modelo se fue actualizando, calculando de nuevo la respuesta de las variables con todas las ubicaciones.

### **c. Asignación objetiva de la categoría de amenaza**

La categoría de amenaza se ha asignado siguiendo los criterios IUCN (2001). Para tratar de objetivizar al máximo dicha evaluación se ha utilizado el software específico RAMAS Red List Professional (Akçakaya *et al.*, 2000; Akçakaya & Ferson, 2007; Akçakaya & Root, 2007). Puesto que se trata de un endemismo exclusivo de estos territorios se presenta la evaluación del taxon a nivel global, nacional y regional.

El AOO y el EOO se obtuvieron mediante el uso del módulo de análisis espacial que incorpora el software RAMAS Red List Professional (Akçakaya & Root, 2007). El AOO se calculó mediante un intervalo en el que el valor máximo se corresponde con la suma de las grid ocupadas por el taxon en una rejilla de tamaño de 1 Km<sup>2</sup> como escala de referencia, considerada dicha escala la adecuada para plantas raras (Guisan *et al.*, 2007 en Jiménez-Alfaro *et al.*, 2012); mientras que el valor mínimo, se calculó a partir de un tamaño de grid de 0,5 Km<sup>2</sup>, escala utilizada en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España (Iriondo, 2011 en Jiménez-Alfaro *et al.*, 2012).

Teniendo en cuenta el número de individuos estimado y la estructura, el número de individuos maduros se obtuvo multiplicando el tamaño poblacional por el porcentaje de reproductores y se expresó mediante un número difuso o *fuzzy number* (Ferson *et al.*, 1999; Akçakaya *et al.*, 2000) para su inclusión en el software RAMAS Red List Professional.

Para objetivizar la evaluación, la Tolerancia al Riesgo o *Risk Tolerance* (RT) -parámetro que mide la actitud del evaluador en relación al riesgo- se ha utilizado el método propuesto en el Capítulo 4, basado en criterios relativos a la vulnerabilidad del hábitat (en relación a su inclusión en la directiva 92/43/CEE –DOCE, 1992), la vulnerabilidad intrínseca al taxon estudiado o a su biología (fenómenos ligados a endogamia, dificultades en la reproducción, etc.), las afecciones documentadas o inferidas para el taxon, su distribución, su proporción de hábitat dentro de un límite territorial establecido (por ejemplo, en Castilla y León) y las unidades biogeográficas en las que desarrolla (que determina la singularidad del hábitat).

Para enumerar los factores de amenaza potenciales que podrían influir negativamente en el estado de conservación de la especie, los estreses y establecer las acciones de conservación y las líneas de investigación pertinentes, se han utilizado los Esquemas de Clasificación propuestos por la IUCN (IUCN 2013*a,b,c,d*). Estos factores se han basado en las propias observaciones de campo, los datos obtenidos durante este estudio y la bibliografía consultada (Llamas *et al.*, 2009*b*; Acedo *et al.*, 2010*b*; García-González *et al.*, 2010*a*; Rodríguez *et al.*, 2013).

#### **d. Propuesta de Microrreserva**

Por último, una vez conocidas, marcadas y censadas todas las poblaciones y como una de las acciones principales de conservación, se ha realizado una propuesta de “Microrreserva de Flora”, figura de protección establecida por la legislación autonómica de la comunidad de Castilla y León (BOCYL, 2007). Estas reservas tratan de proteger espacios reducidos, de no más de 200 ha, donde se ubican poblaciones destacables de una o más especies de flora catalogada, con el fin de garantizar el control e intentar mejorar su estado de conservación.

### **III. Resultados y discusión**

#### **a. Tamaño poblacional y estructura interna**

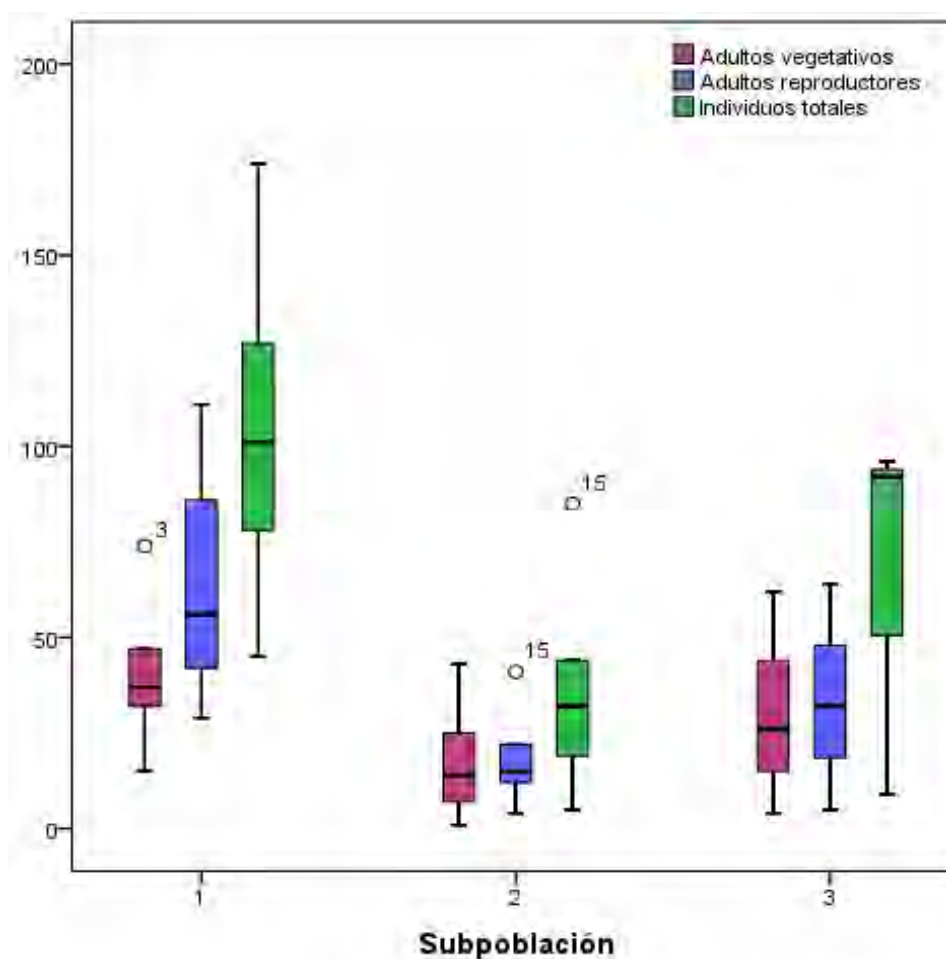
Los resultados determinan que existen diferencias significativas en las medias obtenidas para el factor subpoblación en las 22 parcelas estudiadas para el número de adultos reproductores e individuos totales (Tabla 6.1). Se rechaza, por tanto, la  $H_0$  de igualdad de medias para estas clases de edad, aceptando entonces que es más precisa una estimación por separado en el cálculo de la densidad poblacional y en el número de individuos maduros. Las diferencias no fueron, sin embargo, significativas entre el número de individuos vegetativos y muertos entre las subpoblaciones. En la Tabla 6.1 se recogen los resultados del ANOVA y en la Tabla 6.2 los estadísticos descriptivos obtenidos para las 22 parcelas muestreadas. Los valores medios más altos en todas las clases de edad se obtuvieron en la subpoblación 1 (Peña Mayor-Pico Fraile -Peña Cueto), como puede observarse en la Tabla 6.2 y en la Figura 6.4. El resultado del conteo directo de los individuos presentes en las 22 parcelas fue de 1773 individuos (Tabla 6.3). La densidad media calculada fue de 4,22 ind./m<sup>2</sup> en la subpoblación 1 (Peña Mayor-Pico Fraile -Peña Cueto), 1,45 ind./m<sup>2</sup> en la subpoblación 2 (Peña Redonda-Alto de Miranda) y 2,63 ind./m<sup>2</sup> en la subpoblación 3 (Peña Lampa).

**Tabla 6.1.** Resultados del ANOVA para el factor subpoblación en las 22 parcelas estudiadas.

		Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	Estadístico F	Nivel de significación
Adultos vegetativos	Inter-grupos	1890,965	2	945,483	3,356	0,056
	Intra-grupos	5352,308	19	281,7		
	Total	7243,273	21			
Adultos reproductores	Inter-grupos	9176,056	2	4588,028	7,654	0,004
	Intra-grupos	11389,808	19	599,464		
	Total	20565,864	21			
Muertos	Inter-grupos	7,455	2	3,727	1,610	0,226
	Intra-grupos	44	19	2,316		
	Total	51,455	21			
Individuos totales	Inter-grupos	19964,587	2	9982,294	7,539	0,004
	Intra-grupos	25158,731	19	1324,144		
	Total	45123,318	21			

**Tabla 6.2.** Estadísticos descriptivos obtenidos para las 22 parcelas estudiadas.

		Media	Desviación típica	Error típico de la media	Mínimo	Máximo
Adultos vegetativos	Subpoblación 1	38,77	14,22	3,94	15	74
	Subpoblación 2	17,33	15,56	6,35	1	43
	Subpoblación 3	30,67	29,28	16,90	4	62
Adultos reproductores	Subpoblación 1	63,77	27,13	7,52	29	111
	Subpoblación 2	18,17	12,75	5,21	4	41
	Subpoblación 3	33,67	29,53	17,05	5	64
Muertos	Subpoblación 1	2	1,78	0,49	0	6
	Subpoblación 2	0,67	0,82	0,33	0	2
	Subpoblación 3	1,33	1,155	0,667	0	2
Individuos totales	Subpoblación 1	104,54	37,16	10,31	45	174
	Subpoblación 2	36,17	27,44	11,20	5	85
	Subpoblación 3	65,67	49,116	28,35	9	96



**Figure 6.4.** Conjunto de “Box-Plot” que representan los adultos vegetativos, los adultos reproductores y los individuos totales obtenidos para cada una de las subpoblaciones estudiadas.

En total, se marcaron en campo 80 núcleos poblacionales: 51 en la subpoblación 1, con una extensión total de 1,5 Km<sup>2</sup> (Figura 6.5); 24 en la subpoblación 2, con una extensión total de 1,57 Km<sup>2</sup> (Figura 6.6) y 5 en la subpoblación 3, con una extensión total de 0,38 Km<sup>2</sup> (Figura 6.7).

A partir de la densidad y teniendo en cuenta el área ocupada por los núcleos poblacionales, el número de individuos totales estimados fue 48.886±SD en la subpoblación 1, 22.305±SD en la subpoblación 2 y 10.081±SD individuos en la subpoblación 3 (Tabla 6.4).

El número total de adultos reproductores, estimado para las tres subpoblaciones (Tabla 6.4), expresado como un *fuzzy number* para su posterior inclusión en el programa Ramas Red List Professional fue [43050; 49335].



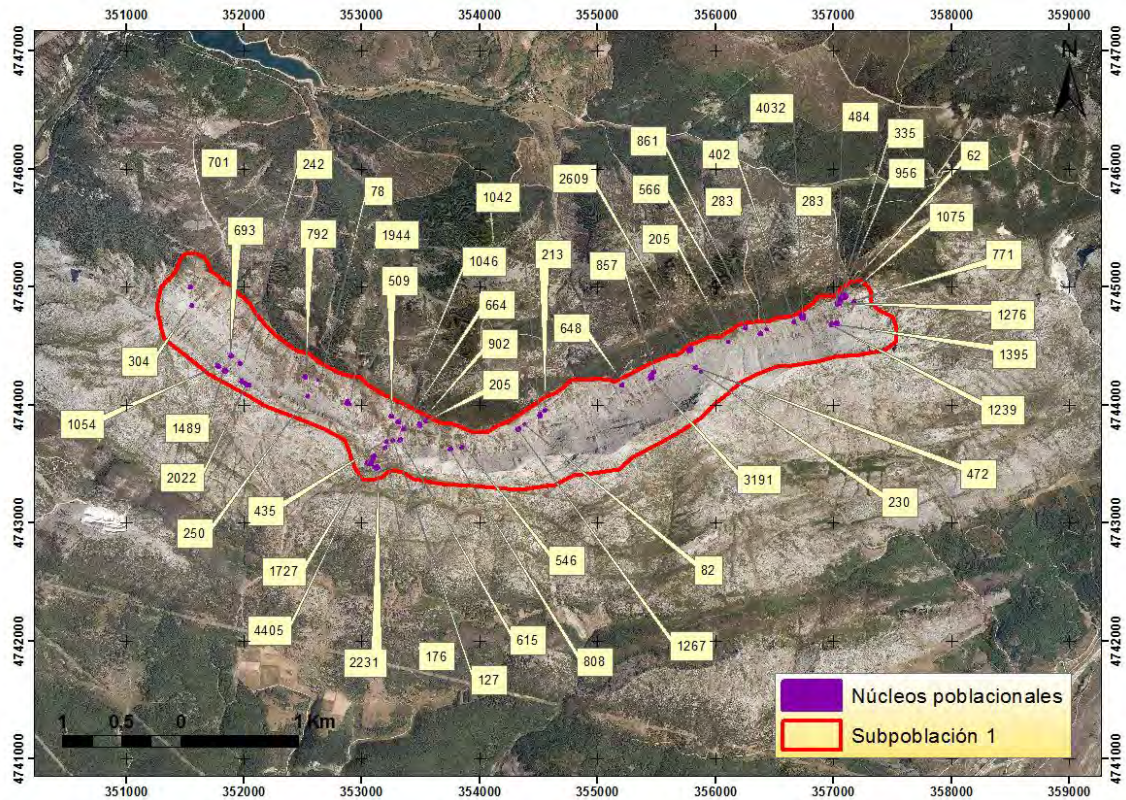


Figura 6.5. Situación de los núcleos de presencia en la subpoblación 1 y el número de individuos estimados en ellos.

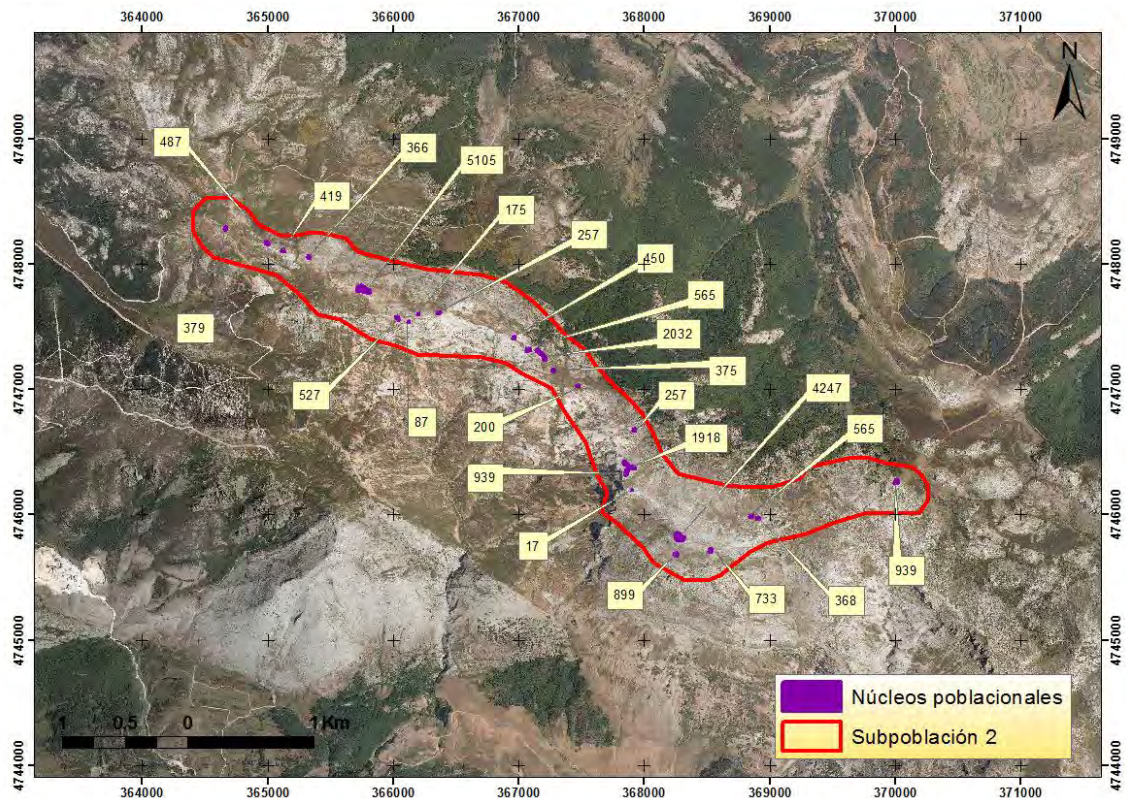
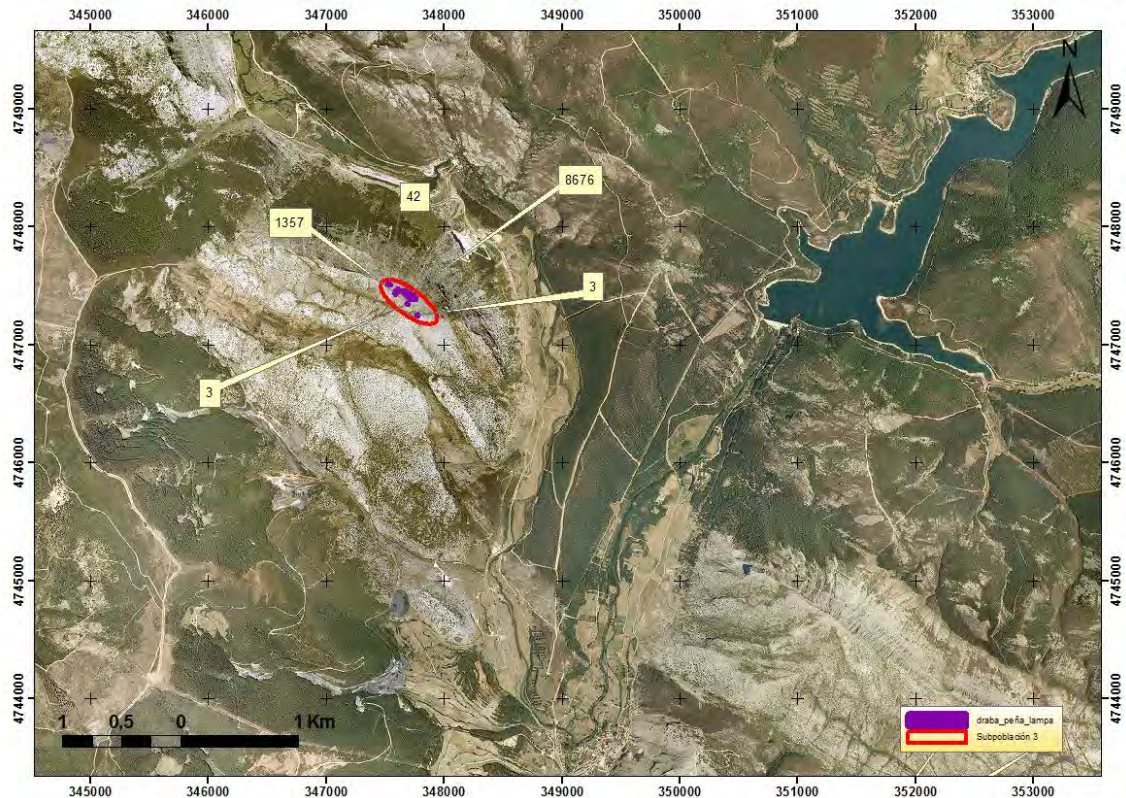
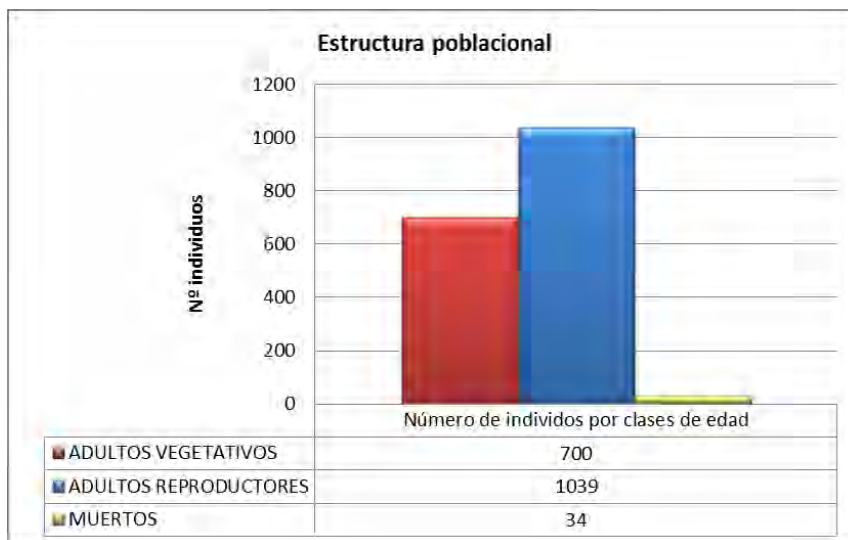


Figura 6.6. Situación de los núcleos de presencia en la subpoblación 2 y el número de individuos estimados en ellos.



**Figura 6.7.** Situación de los núcleos de presencia en la subpoblación 3 y el número de individuos estimados en ellos.

La mayoría de los individuos adultos censados eran reproductores, llegando a conformar el 58,6% del total, mientras que los adultos vegetativos un 39,48 % (Tabla 6.3, Figura 6.8). La estructura de las 22 parcelas estudiadas, representadas por poblaciones, se muestra en el (Anexo 6.1); se contabilizaron adultos reproductores en todas ellas, siendo la clase de edad mejor representada en 17 de las 22 parcelas.



**Figura 6.8.** Estructura poblacional de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*.

Tabla 6.3. Resultados obtenidos del muestreo de las 22 parcelas.

Nº de parcela	Población	Extensión (m)	Adultos vegetativos	Adultos reproductores	Individuos muertos	Individuos totales	Adultos vegetativos (%)	Adultos reproductores (%)	Individuos muertos (%)	Densidad (ind./m <sup>2</sup> )
1	1	6 x 4	43	111	2	156	27,56	71,15	1,28	6,42
2	1	5 x 5	47	51	3	101	46,53	50,50	2,97	3,92
3	1	5 x 5	74	94	6	174	42,53	54,02	3,45	6,72
4	1	5 x 5	47	42	0	89	52,81	47,19	0,00	3,56
5	1	5 x 5	47	90	1	138	34,06	65,22	0,72	5,48
6	1	6 x 4	39	86	2	127	30,71	67,72	1,57	5,21
7	1	5 x 5	32	46	0	78	41,03	58,97	0,00	3,12
8	1	5 x 5	37	56	5	98	37,76	57,14	5,10	3,72
9	1	5 x 5	33	35	2	70	47,14	50,00	2,86	2,72
10	1	5 x 5	15	29	1	45	33,33	64,44	2,22	1,76
11	1	5 x 5	36	76	2	114	31,58	66,67	1,75	4,48
12	1	5 x 5	23	81	1	105	21,90	77,14	0,95	4,16
13	2	5 x 5	25	18	1	44	56,82	40,91	2,27	1,72
14	2	5 x 5	7	22	0	29	24,14	75,86	0,00	1,16
15	2	5 x 5	43	41	1	85	50,59	48,24	1,18	3,36
16	2	5 x 5	7	12	0	19	36,84	63,16	0,00	0,76
17	2	5 x 5	1	4	0	5	20,00	80,00	0,00	0,20
18	1	5 x 5	31	32	1	64	48,44	50,00	1,56	2,52
19	2	5 x 5	21	12	2	35	60,00	34,29	5,71	1,32
20	3	5 x 5	4	5	0	9	44,44	55,56	0,00	0,36
21	3	5 x 5	62	32	2	96	65,96	34,04	2,13	3,76
22	3	5 x 5	26	64	2	92	28,89	71,11	2,22	3,60
Total			700	1039	34	1773				
Desviación estándar de la media			18,14	30,57	1,53					
% Total			39,48	58,60	1,92					

**Tabla 6.4.** Número de individuos estimados, desviación estándar de la media e intervalos de confianza estimados para cada subpoblación.

Subpoblación	Individuos estimados	Desviación estándar de la media (SD)	Intervalo de confianza		Adultos reproductores %	Adultos reproductores	
			Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo
1	48886	946	47940	49832	61 %	29243	30398
2	22305	1261	21044	23566	50,23 %	10570	11837
3	10081	3768	6313	13849	51,27 %	3237	7100
<b>Total</b>	81272	-	75297	87247	58,6 %	43050	49335

En base a los resultados obtenidos, podemos establecer que se trata de una población que se mantiene en equilibrio, es decir, presenta un comportamiento normal, ni invasor ni senil (García, 2002). El carácter orófilo de la especie, adaptada a las condiciones ambientales del área donde se desarrolla, un territorio de alta montaña, con escaso suelo y cobertura nival importante, limitan el crecimiento de las plántulas y el periodo reproductor de los individuos adultos a un corto espacio de tiempo. Su colonización es, por tanto, lenta.

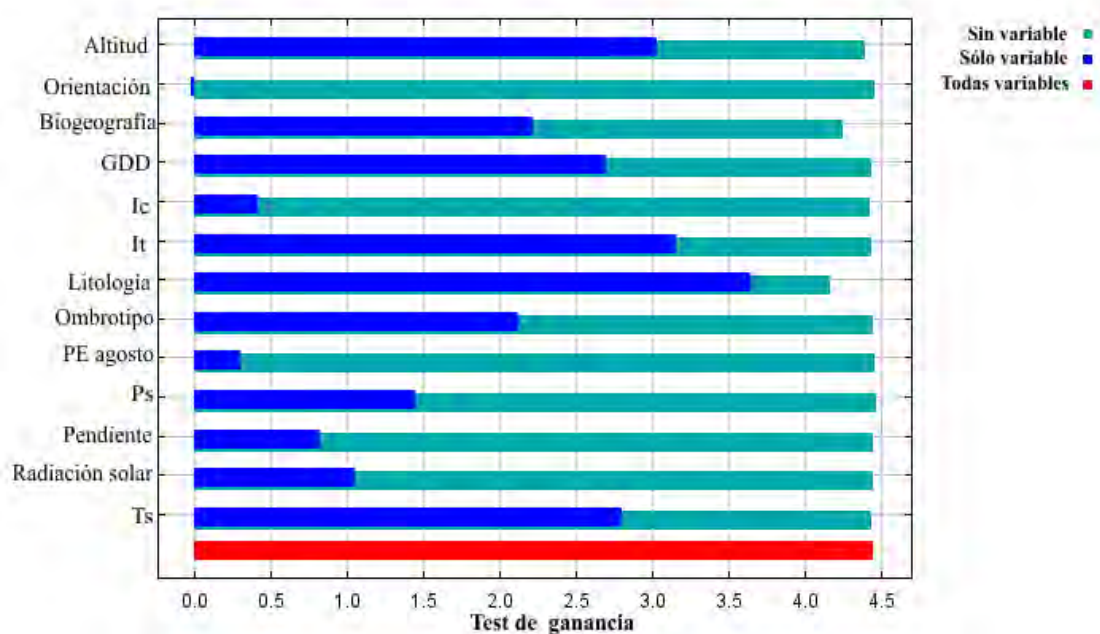
#### **b. Búsqueda jerarquizada de nuevas localidades**

El valor del *Area under the Curve* (AUC) obtenido fue de 0,996, muy cercano a 1, lo que representa una alta capacidad discriminadora del modelo desarrollado.

La contribución de cada variable se recoge en la Tabla 6.5 y en la Figura 6.9. Las variables que más aportaron al desarrollo del modelo final fueron, en primer lugar, la litología, con un porcentaje del 33,8%, que relacionada con la naturaleza de la roca, es un reflejo del comportamiento estrictamente calcícola del taxon y en segundo lugar, el índice de termicidad (It), resultando ser la variable bioclimática de más peso en el cálculo del algoritmo, con un porcentaje del 29,6%. La altitud, que es uno de los factores considerados limitantes para el desarrollo del taxon, contribuyó con un porcentaje del 15,8%, seguido de la biogeografía (10,9%). Las variables de menor peso fueron la orientación (0%), la pendiente (0,1%) y la radiación solar (0,1%).

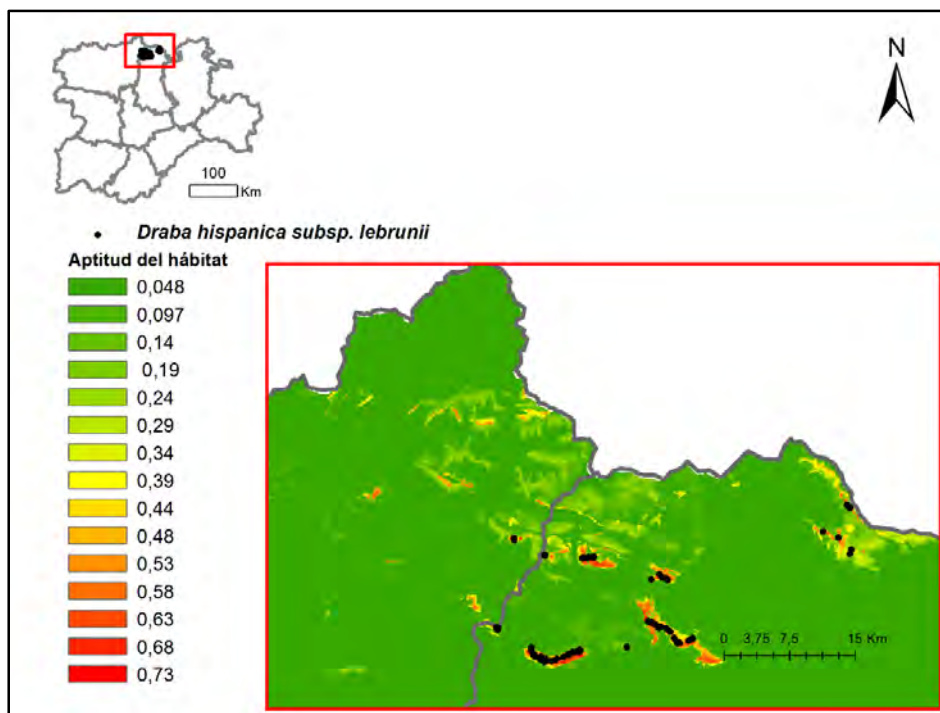
**Tabla 6.5.** Porcentaje de contribución de cada variable al modelo final.

Variable	Porcentaje de contribución al modelo
Litología	33,8 %
Índice de Termicidad (It)	29,6 %
Altitud	15,8 %
Biogeografía	10,9 %
Degree-day (GDD)	7,5 %
Temperatura estival (Ts)	0,7 %
Ombrotipo	0,4 %
Índice de continentalidad (Ic)	0,4 %
Precipitación estival (Ps)	0,3 %
Evapotranspiración en agosto	0,2 %
Radiación solar	0,1 %
Pendiente	0,1 %
Orientación	0%



**Figura 6.9.** Gráfica generada por el software Maxent, que representa el test de contribución media de cada variable al modelo final.

El Modelo de Distribución de Especies (SDM) permitió centrar la búsqueda en territorios orientales, aún no prospectados y que *a priori* se encontraban lejos del areal conocido para la especie de estudio, jerarquizando la búsqueda y dirigiéndola hacia determinados enclaves que resultaron fructuosos (Figura 6.10). De hecho, tras varias prospecciones anteriores a la construcción del modelo, culminadas sin éxito en las laderas del Pico Espigüete, por parte de diferentes miembros del equipo de trabajo, la planta fue hallada, finalmente, en la falda sur. La aptitud de esta situación fue revelada por el modelo. Debido a su aislamiento, esta zona no había sido muestreada. También la aptitud de, hasta ahora, la localidad más occidental, situada en el paraje conocido como “Los Calares”, en la provincia de León, fue determinada por el modelo. El uso de estas herramientas aumentó considerablemente la eficiencia de la búsqueda y redujo notablemente los recursos necesarios para encontrar nuevas localidades en zonas muy amplias e inaccesibles de montaña. De acuerdo con lo expuesto por Rodríguez *et al.* (2013), estas modelizaciones resultan eficaces unidas a trabajos de prospección detallados e intensos.



**Figura 6.10.** Modelo de distribución de *Draba hispanica subsp. lebrunii*. La aptitud del hábitat se representa en una escala de 0 a 0,73, el valor de máxima aptitud.

El SDM señala la aptitud de algunas zonas donde aún no se han realizado prospecciones exhaustivas, lo que podría significar la existencia de nuevas ubicaciones y, por tanto, en un futuro la distribución geográfica conocida para esta planta podría ampliarse de nuevo.

La estrecha relación que presenta *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* con la temperatura puede apreciarse de manera visual en un mapa temático en el que se incluyen variables asociadas a ésta, como por ejemplo la temperatura estival, además del mapa de puntos de presencia de la especie (Figura 6.11). Como puede observarse en las Figuras 6.11 y 6.12, la temperatura media de los meses de verano se encuentra acotada en un ajustado rango entre 12 y 14°C, aunque la mayor parte de las presencias se daban en cuadrículas con una temperatura estival de 13°C. Esta preferencia tan bien definida podría explicar, en parte, por qué la planta se distribuye en zonas de la vertiente meridional de la cordillera Cantábrica, donde estas temperaturas se dan mayoritariamente, en franjas situadas en torno a la barrera montañosa de carácter submediterráneo que representa el tránsito entre el territorio mediterráneo y el atlántico. El hecho de que las temperaturas puedan ser un factor importante para la presencia de esta planta, tanto las altas, debido a su carácter orófilo, como las bajas, que parecen relacionarse estrechamente con su presencia, hace que, en este caso, debamos replantearnos la visión general asociada al cambio climático que se presupone para este tipo de plantas endémicas y/o amenazadas de ambientes de montaña. Un seguimiento a medio-largo plazo podría ayudar a determinar la respuesta y adaptación de ésta y otras especies ante este fenómeno

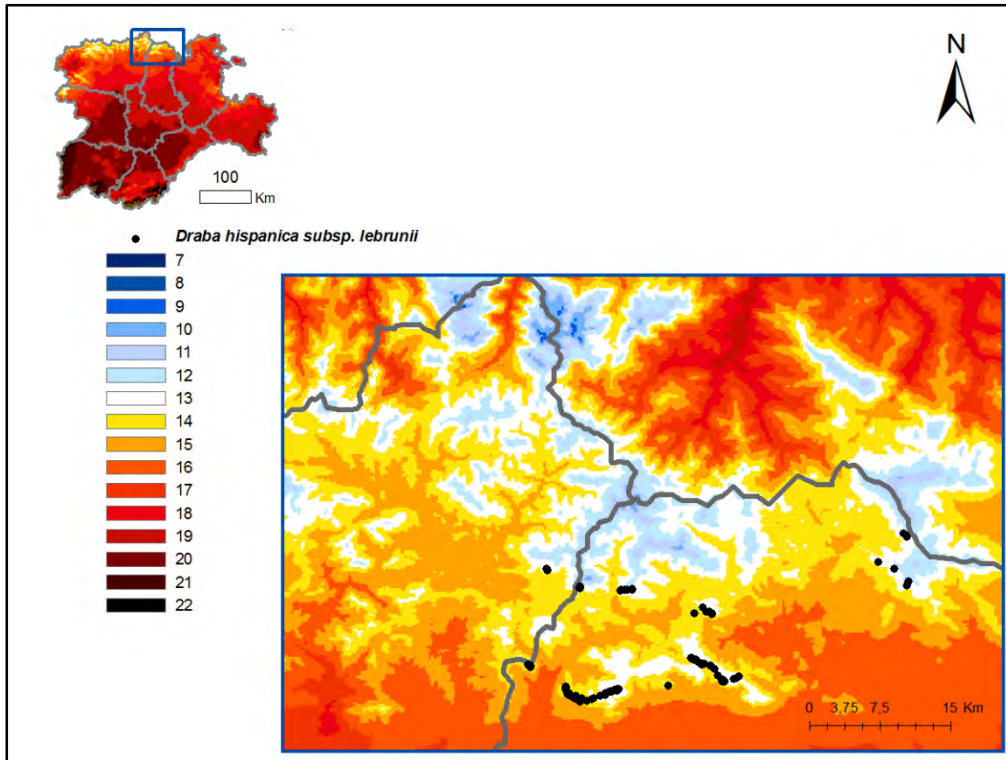


Figura 6.11. Temperatura estival y puntos de presencia de *Draba hispanica subsp. lebrunii*.

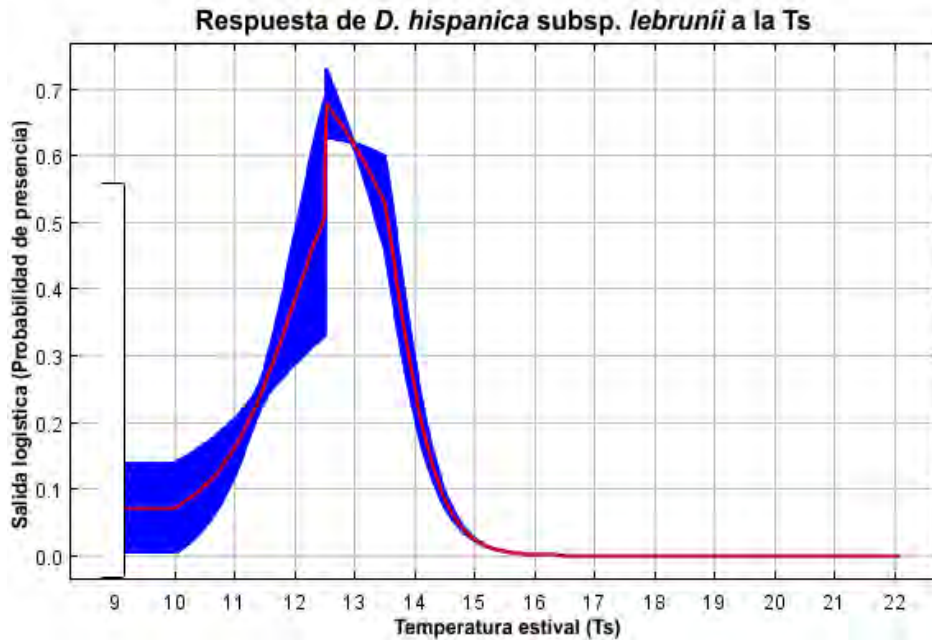


Figura 6.12. Curva de respuesta obtenida mediante el software Maxent, en la que se refleja el comportamiento de la variable Temperatura estival (Ts) cuando se tiene en cuenta un modelo en el que solamente se considera dicha variable y la presencia del taxon *Draba hispanica subsp. lebrunii*.

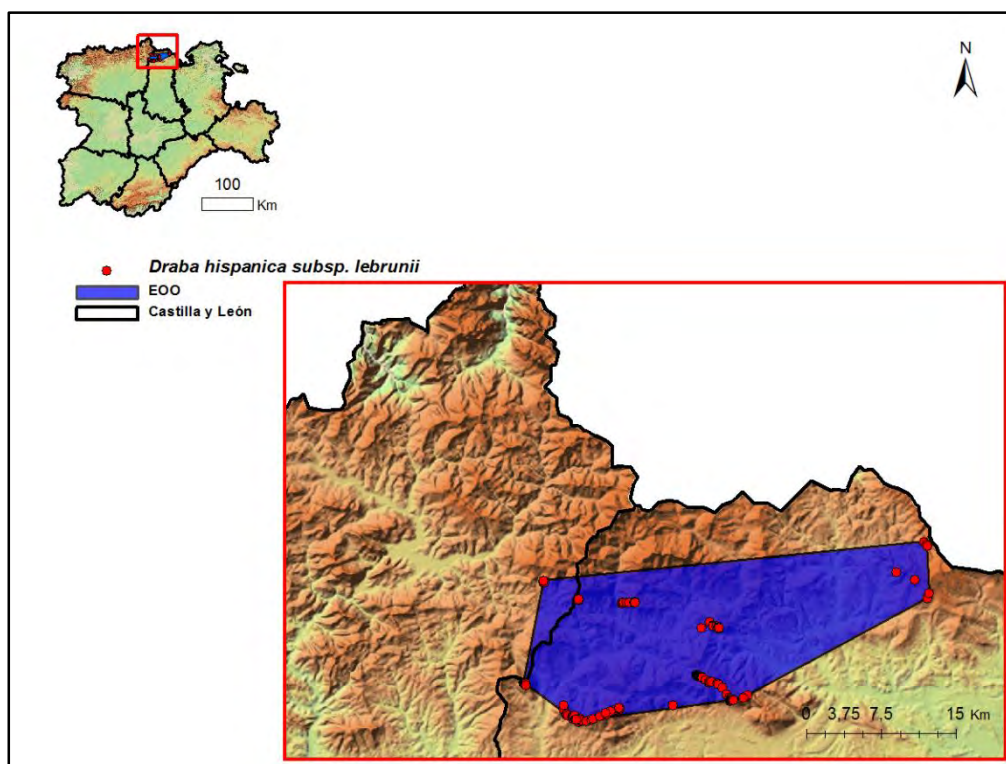


### c. Categoría de amenaza

El AOO final, calculado como resultado de la suma de todas las grid ocupadas por el taxon, es de 29 Km<sup>2</sup> para un tamaño de grid de 1 Km<sup>2</sup> y 11,3 Km<sup>2</sup> para un tamaño de grid de 0,5 Km<sup>2</sup>. El EOO obtenido fue 470,2 Km<sup>2</sup> (Figura 6.13). Los parámetros valorados en el cálculo objetivo del RT se muestran en la Tabla 6.6. El RT obtenido fue 0,417.

**Tabla 6.6.** Cálculo objetivo del *Risk Tolerance* (RT) para *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*.

Criterios	Valor	Justificación
1 VulHab	0,5	Directiva Hábitats (No priorizado). Código “6170 Prados alpinos y subalpinos calcáreos”
2 VulInt	1	No hay vulnerabilidad intrínseca aparente, ni estudios que lo corroboren
3 AFEC	0	Documentado (Llamas <i>et al.</i> , 2009b; Acedo <i>et al.</i> 2010b; García-González <i>et al.</i> , 2010a; Rodríguez <i>et al.</i> , 2013)
4 DIS	0	Endemismo regional
5 PRO	0	75-100% del total de la población mundial está en Castilla y León
6 BIO	1	Dos sectores: Campurriano Carrionés y Castellano Cantábrico
RT Final	0,417	



**Figura 6.13.** Extensión de presencia (EOO) de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*.

El número de localidades, expresado también como un intervalo fue [12; 13], donde el mínimo se corresponde con las que se comprobaron en campo, mientras que el máximo, incluye la localidad de Peña Cotelorno (Rodríguez *et al.*, 2013). El número de subpoblaciones considerado, expresado como un número triangular fue [10; 12; 13], siendo el límite superior de 13 subpoblaciones por la misma razón que en el caso anterior. Las 2 “poblaciones” consideradas por Llamas *et al.* (2009b) basándose en la terminología y la metodología propuestas por Iriondo (2003) coinciden con lo que, en este capítulo se han denominado subpoblaciones clásicas y todas las localidades que ellos consideran, se incluyen, por tanto, en la subpoblación 1 de Peña Redonda-Alto de Miranda y en la subpoblación 2, situada en el cordel de Peña Cueto-Pico Fraile-Peña Mayor. Todas las evaluaciones previas que existen de este taxon son anteriores a los primeros trabajos en los que éste aparece citado fuera de su areal clásico.

En base a los estudios realizados y tras el tratamiento de los datos con el programa RAMAS-Red List Professional, se propone que el taxon *D. hispanica* subsp. *lebrunii* sea incluido en la categoría “Casi Amenazada” (NT –Near Threatened-). Se considera por tanto que no cumple los criterios para mantenerse bajo la actual categoría de “En Peligro” (EN -Endangered-), como se recoge en la Lista Roja 2008 (Moreno Saiz, 2008), en el trabajo desarrollado por Llamas *et al.* (2009b) y en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada (Acedo *et al.*, 2010b). Dicha categoría se asigna teniendo en cuenta únicamente las localidades clásicas, según los criterios B1 y B2 (referidos a al tamaño del EOO y el AOO, respectivamente) y al cumplimiento del criterio D2. A partir de los datos más actuales, aunque el AOO y el EOO presenten reducidas dimensiones, al existir un total de más de 5 localidades, ya no sería aplicable la condición “a” (fragmentación severa o menos de 5 localidades) y, por tanto, aunque se cumpliera una disminución continua en el Área de Ocupación, en la calidad del hábitat o en el número de individuos maduros (Llamas *et al.*, 2009b; Acedo *et al.*, 2010b), el taxon no cumpliría los requisitos para adscribirse bajo la categoría “En Peligro” (EN -Endangered-). Por la misma razón, al existir un total de más de 10 localidades, ya no sería aplicable la condición “a” (fragmentación severa o menos de 10 localidades) para mantenerse bajo la categoría “Vulnerable” (VU), como se señala en la publicación original (Artículo 4 del Anexo I). Sin embargo, si tomamos una grid de referencia de 0,5 km<sup>2</sup>, el AOO calculado (11,3 Km<sup>2</sup>), menor de 20 Km<sup>2</sup>, nos obligaría a considerar el criterio D2 para asignarle la categoría “Vulnerable” (VU) propuesta por García-González *et al.* (2010a); aunque dicha

categoría tampoco se sostiene si se tiene en cuenta el AOO de 25,84 Km<sup>2</sup> estimada por Rodríguez *et al.* (2013) y calculada mediante la suma de las superficies de los polígonos convexos mínimos de cada localidad por separado, siguiendo la metodología propuesta por Iriondo (2011). Esta categoría, tampoco ha sido incluida en el rango de las asignadas por el programa Ramas Red List Professional tras la incorporación de los datos obtenidos en este estudio, siguiendo la metodología señalada. Sin embargo, como se encuentra próxima a cumplir los criterios que la incluirían en la categoría “*Vulnerable*” (VU – *Vulnerable*-), debido al número de localidades y al AOO, consideramos la posibilidad de asignarle dicha categoría en base al criterio D2, en espera de estudios que determinen su tendencia poblacional.

La categoría IUCN para este taxon, por lo general, se corresponde con especies asignadas bajo la protección legal “*De interés especial*” en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León -ver Capítulo 4-. Sin embargo, sería recomendable realizar un seguimiento de su evolución en las diferentes localidades en las que se desarrolla, previo a cambiar su categoría actual de “*Vulnerable*”, que conlleve un plan de conservación y la prohibición de cualquier afección sobre los individuos o sobre el suelo adyacente (BOCYL, 2007). Esta consideración se justifica por el carácter orófilo de esta planta, su rareza y endemismo y por la integración total de su área de distribución dentro de los límites administrativos de la comunidad autónoma de Castilla y León; siendo dicha administración, en exclusiva, la única que posee la responsabilidad territorial de protegerlo y garantizar así su supervivencia, responsabilidad que ya ha sido considerada y valorada por otros autores para establecer prioridades de conservación en un determinado territorio (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2007; Llamas *et al.*, 2009a). En este sentido, de acuerdo con Barreno *et al.* (1984), las especies “raras” están sujetas a un riesgo inherente a su peculiaridad que, como en el caso que nos concierne, a menudo se asocia a endemismos restringidos a una zona geográfica y un hábitat limitados. Dichos autores consideran que para este tipo de táxones no es necesaria una protección activa, pero que, sin embargo, para asegurar su supervivencia, sería preciso establecer un seguimiento orientado a determinar su evolución. Por tanto, tras lo anteriormente expuesto, proponemos que *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* sea incluida en una futura ampliación del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (BOE, 2011).



**Figura 6.15.** *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* en Pico Espigüete, al abrigo de *Juniperus oxicedrus*.



**Figura 6.16.** *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* en Pico Fraile, entre las fisuras de roca caliza.

Las amenazas identificadas se recogen en la Tabla 6.7 y se relacionan principalmente con la sobreabundancia de ciervos (*Cervus elaphus* L.). En ocasiones, se han llegado a avistar grupos muy numerosos en zonas de hábitat potencial de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* en la época en la que ésta se encuentra en floración y fructificación. Según Rodríguez *et al.* (2013) se corresponden, concretamente, con grupos familiares de hembras y crías. Además de comerse las hojas y los escapos florales, ejercen una importante presión por pisoteo y pueden llegar a nitrificar el suelo, favoreciendo entonces la entrada de otras especies vegetales (Llamas *et al.*, 2009b). Parece significativo el alto número de individuos de esta planta que llegan a completar su ciclo reproductor al abrigo de las ramas de los enebros (*Juniperus communis* subsp. *alpina*

(Suter) Čelak) -Figura 6.14- y de las sabinas rastreras (*Juniperus sabina* L.), así como en las fisuras entre las rocas –Figura 6.15- frente a los que lo hacen en zonas más expuestas. Este hecho ha sido evidente durante las prospecciones para la recolección de semillas y, de acuerdo con Rodríguez *et al.* (2013), parece estar relacionado con la protección que las sinuosas ramas de estos arbustos y las oquedades ofrecen frente a la presión que ejercen los herbívoros. Además de ciervos, podemos encontrar manadas de rebecos (*Rupicapra pyrenaica* Bonaparte subsp. *parva* Cabrera) que habitan la media y alta montaña cantábrica, pero que, sin embargo, consideramos una amenaza despreciable, por ser menos frecuentes y numerosos que los anteriores. Otras afecciones, con un valor de impacto medio, se relacionan con el uso humano; son las relativas a la construcción o acondicionamiento de vías de comunicación, como las pistas forestales (Llamas *et al.*, 2009b), la extracción de piedra caliza en las canteras o las perturbaciones que se derivan

de actividades recreativas, como el montañismo. De manera más indirecta, podrían afectar al hábitat, no los incendios en sí, debido a las características del territorio, sino las labores relacionadas con la extinción de los mismos, dada la cercanía de las poblaciones clásicas a plantaciones monoespecíficas de *Pinus sp. pl.*

En cuanto a los estreses que podrían afectar a esta especie, podemos relacionarlos, en primer lugar, con el reducido tamaño que presentan algunas localidades, lo que reduce su variabilidad genética y aumenta su sensibilidad frente a posibles perturbaciones (Llamas *et al.*, 2009b) y en segundo lugar, a los asociados a la degradación del ecosistema.

Las medidas de conservación más apropiadas se presentan en la Tabla 6.8 y se asocian a la protección y gestión del territorio, a la gestión de la especie, a los programas sociales de educación y sensibilización, al régimen de protección legal de las especies y a la financiación invertida en su conservación. La inclusión del territorio bajo una serie de figuras de protección, como son la Red Natura 2000 y la Directiva Hábitats, sumado a la protección legal del taxon, parecen suficientes medidas para garantizar la eliminación de actuaciones que supongan la destrucción o modificación de la cubierta vegetal, ya sea la realización de desmontes o roturaciones, repoblaciones forestales, desbroces, instalación de tendidos eléctricos, pistas de esquí, parques eólicos, actividades de prospección y extracción minera, etc. Otra de las medidas de conservación propuestas es la recolección y almacenamiento de material genético. Durante este estudio se llevó a cabo una recolección de semillas con el objetivo de disponer de material para realizar las primeras pruebas de germinación; se encuentran depositadas en el Herbario LEB “Jaime Andrés Rodríguez” de la Universidad de León y en el Banco Municipal de Germoplasma del Coto Escolar del Ayuntamiento de León. Algunas otras medidas, de carácter más social, se relacionan con el desarrollo de campañas de formación, divulgación y sensibilización, tanto para técnicos que trabajen en la zona, como para el público, en general.

**Tabla 6.7.** Amenazas detectadas para *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, siguiendo el esquema de clasificación de amenazas directas unificado por la IUCN (IUCN, 2013a).

IUCN-CMP Clasificación Unificada de Amenazas directas			Valor de Impacto
3. Producción de energía y minería	3.2 Minería e industrias extractivas	Extracción de piedra caliza	Bajo
4 Transporte y servicios	4.1 Carreteras y líneas de ferrocarril		Medio
6. Intrusiones y perturbaciones humanas	6.1 Actividades recreativas	Montañismo, escalada o espeleología	Bajo
7. Modificaciones del sistema natural	7.1 El fuego y la extinción de incendios	7.1.1 Aumento en la frecuencia/intensidad de incendios	Insignificante
8. Invasoras y otras especies problemáticas, genes y enfermedades	8.2 Especies nativas problemáticas/enfermedades	8.2.2 Especies identificadas (Presión por herbivoría por parte de ciervos - <i>Cervus elaphus</i> L., principalmente)	Medio

**Tabla 6.8.** Medidas de conservación para *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, siguiendo el esquema de clasificación unificado por la IUCN (IUCN, 2013b).

IUCN-CMP Clasificación Unificada de las Acciones de Conservación			Condition
1. Protección de la Tierra/del Agua	1.1 Protección del territorio	- Reserva Natural ("Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina")	Adoptada
		- Parque Regional ("Parque Regional de Picos de Europa en Castilla y León") - Red Natura 2000 (LIC, ZEPA)	Adoptada
2. Gestión de la Tierra/del Agua	2.1 Gestión del territorio	Microrreserva de flora ("Microrreserva de flora de Peña Cueto)	Propuesta
3. Gestión de las especies	3.4 Conservación "ex-situ"	3.4.2 Banco de germoplasma	Propuesta
4. Educación y sensibilización	4.2 Training 4.1	Conferencias para promover la conciencia social	Propuesta
5. Leyes y políticas	5.1 Protección legal	- 5.1.1 Internacional: Hábitats incluidos en la Directiva 92/43/CEE	Adoptada
		- 5.1.2 Nacional	Propuesta
		- 5.1.3 Sub-nacional: Catálogo de Especies amenazadas de Castilla y León	Adoptada
7. Capacidad de desarrollo externa	7.3 Financiación para la conservación	- Estudios científicos relacionados con el decreto 63/2007 de 14 de junio	Adoptada
		- "Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España" (2010)	Adoptada

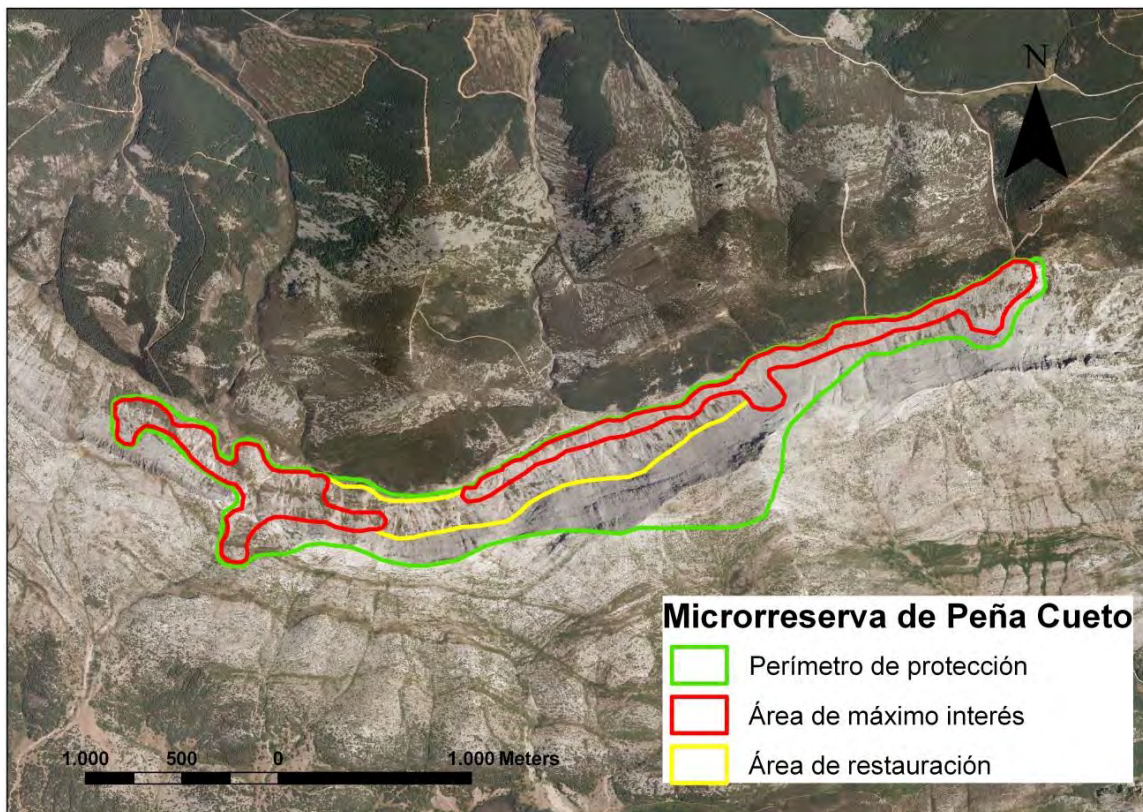
La investigación relativa a este taxon debe orientarse, desde nuestro punto de vista, a la realización de estudios poblacionales conducentes a averiguar si la especie se está retrayendo o si, por el contrario, podría tratarse de un taxon en expansión (Rodríguez *et al.*, 2013) y a estudios moleculares conducentes a determinar la variabilidad genética y diferenciar las Unidades Evolutivamente Significativas que van a permitir orientar las posibles acciones de conservación (Pérez-Collazos & Catalán, 2006; Acedo *et al.*, 2011, 2013). El seguimiento a medio-largo plazo de las subpoblaciones clásicas y, sobre todo, de las periféricas que poseen un número menor de individuos, podría aportar una valiosa información de cara a prever su tendencia. La prospección exhaustiva y sistemática de diferentes elevaciones calizas en las que la búsqueda fue infructuosa, pese a presentar una alta idoneidad del hábitat, nos abre camino a pensar que la especie aún no ha ocupado todo el territorio disponible y nos lleva a recomendar su examen de nuevo, para comprobar futuras colonizaciones.

#### **d. Propuesta de Microrreserva**

Como respuesta al Decreto 63/2007 (BOCYL, 2007), se propone la “Microrreserva de Flora de Peña Cueto” como una de las medidas encaminadas a garantizar la protección del endemismo palentino-leonés *D. hispanica* subsp. *lebrunii* (Figura 6.16). Se ha propuesto en un territorio incluido en el Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina, en el NW de la provincia de Palencia, dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y León (BOCYL, 2000; DOUE-Es, 2004). Esta propuesta se apoya en la protección de la supoblación más extensa, con mayor densidad de individuos, mayor número de efectivos poblacionales y mejor conservada, que alberga la especie objeto de estudio. Además de éste, otros táxones de interés conviven en el enclave sugerido para acogerse bajo esta figura, como por ejemplo, *Armeria cantabrica* Boiss. & Reut. ex Willk. & Lange, *Draba aizoides* subsp. *cantabriae* (M. Laínz) M. Laínz, *Saxifraga conifera* Coss. & Durieu, *Minuartia villarii* Chenevard, *Euphorbia pyrenaica* Jord. o *Botrychium lunaria* (L.) Sw.

Las figuras de protección denominadas “Microrreservas de Flora” se consideran eficientes medidas de conservación, que ya se han planteado para la protección de determinados táxones amenazados en la región objeto de estudio (Guerrero *et al.*, 2010) y que han sido consolidadas por diferentes experiencias en otros territorios, como por ejemplo, en la región mediterránea de España, donde llegan a ser una herramienta de

protección prometedora para la flora (Gómez-Campo & Herranz-Sanz, 1993; Laguna *et al.*, 2004) o en la Región de El Cabo, donde se presenta un sistema de reservas de pequeño tamaño para conservar diferentes táxones de la familia *Proteaceae*. Este tipo de áreas protegidas de reducida extensión, apoyadas en los SIG y delimitadas y consensuadas por expertos, además de intentar garantizar el estado de conservación favorable para un taxon o táxones concretos, objetivo con el que se diseñan inicialmente, incluyen también al ecosistema, con sus procesos (Cowling *et al.*, 2003) y sus particularidades locales (Guerrero *et al.*, 2010). No obstante, de acuerdo con Laguna *et al.* (2004; 2014), estas figuras no deben significar una alternativa a los espacios naturales protegidos de mayor tamaño, sino que ambas deben complementarse dada la inherente limitación que presentan las reservas, ya que la designación de un área de protección reducida no garantiza la perpetuación de las especies ni del ecosistema (Heywood & Dulloo, 2005).



**Figura 6.16.** Propuesta de Microrreserva de Flora en Peña Cueto para el taxon *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*.



#### IV. Conclusiones

Se propone la devaluación del estatus de amenaza actual para la especie *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* y se aconseja su consideración en la categoría “Casi Amenazada” (NT -*Near Threatened*-). Esta propuesta se apoya en el descubrimiento de nuevas localidades, ampliando así, de manera notable el área de ocupación y la extensión de presencia conocidos, por lo que, esta especie ya no cumpliría los requisitos para mantenerse bajo el actual estatus de “En Peligro” (EN -*Endangered*-). Asimismo, se recomienda que, teniendo en cuenta su endemidad y rareza, la administración regional tome una actitud precavida respecto a su protección legal, manteniendo su actual estatus de “Vulnerable” en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León, al menos hasta que se determine su tendencia poblacional. Además, se propone su inclusión en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial Amenazadas por considerarse una especie merecedora de una atención y protección particular por su valor científico y ecológico, así como por su singularidad y rareza.

El uso de Modelos de Distribución de Especies se ha mostrado como una herramienta muy eficiente a la hora de jerarquizar la búsqueda de nuevas localidades de este endemismo del que, hasta hace relativamente poco, se conocían únicamente las dos subpoblaciones clásicas. El ahorro de tiempo y recursos logrados por el uso de este sistema, ha sido muy destacable y ha permitido ampliar notablemente, sobre todo hacia el límite occidental, el área de distribución conocida para *D. hispanica* subsp. *lebrunii*.

Los SDM, además, nos han permitido evaluar las variables que más han influido en la presencia de la especie. La relación tan estrecha que los modelos han determinado con la temperatura y las variables relacionadas con ella, más concretamente, con el índice de termicidad (It) parece definir su distribución, relegándola a estrechas franjas en suelos calizos, por encima de los 1450 m en la vertiente meridional de la cordillera Cantábrica.

Los datos obtenidos determinan que la estructura poblacional de este endemismo muestra un comportamiento normal y que, por tanto, la población se encuentra en equilibrio y no presenta un comportamiento senil ni invasivo. La mayor parte de los individuos adultos se contabilizaron como reproductores, es decir, en el momento del censo, se encontraban en flor, en fruto, o ambas cosas.

La principal amenaza se encuentra asociada con la sobreabundancia de ciervos. Los estreses que podrían afectar a esta especie se relacionan con el reducido tamaño que presentan algunas localidades y con la degradación del ecosistema.

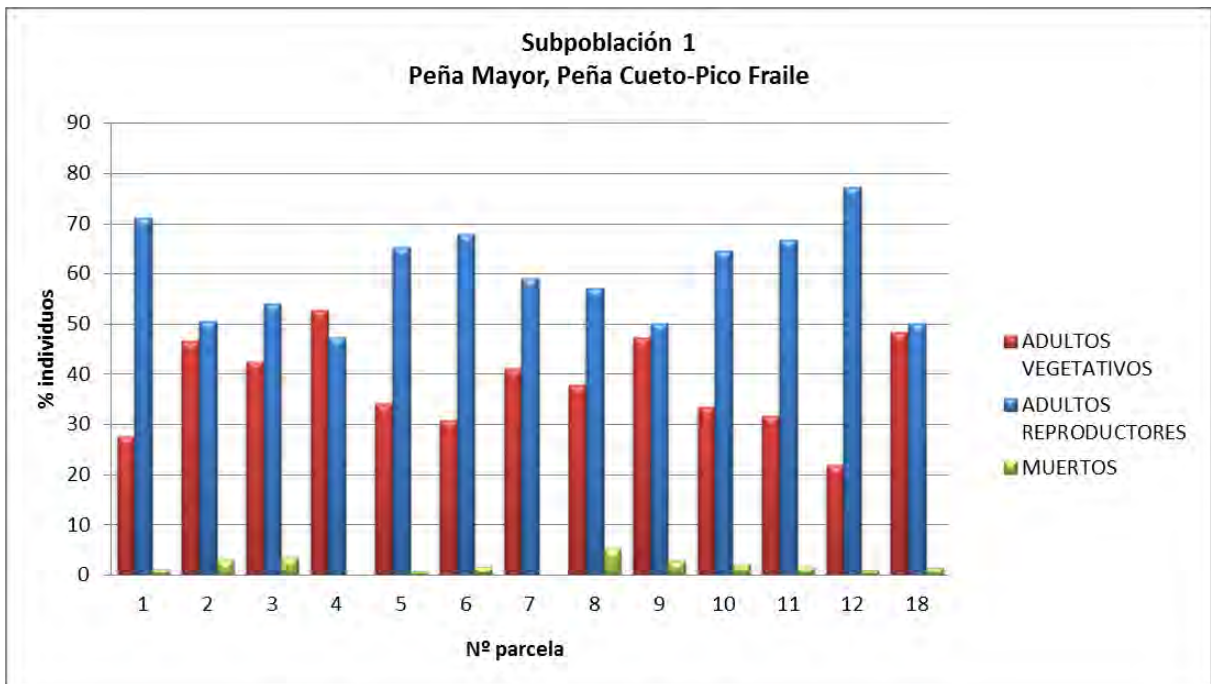
Es necesario promover estudios de seguimiento a medio-largo plazo que permitan prever su evolución, con el fin de comprobar si se encuentra en recesión, o se expande. En este sentido, ha de hacerse especial hincapié en la monitorización de las subpoblaciones más aisladas o con menor número de individuos, para así determinar si en el futuro serán necesarias medidas de conservación, más allá de preservar el hábitat. Además, son necesarios estudios moleculares que establezcan la variabilidad genética, ya que pueden resultar básicos para orientar las acciones de conservación.

### **Agradecimientos**

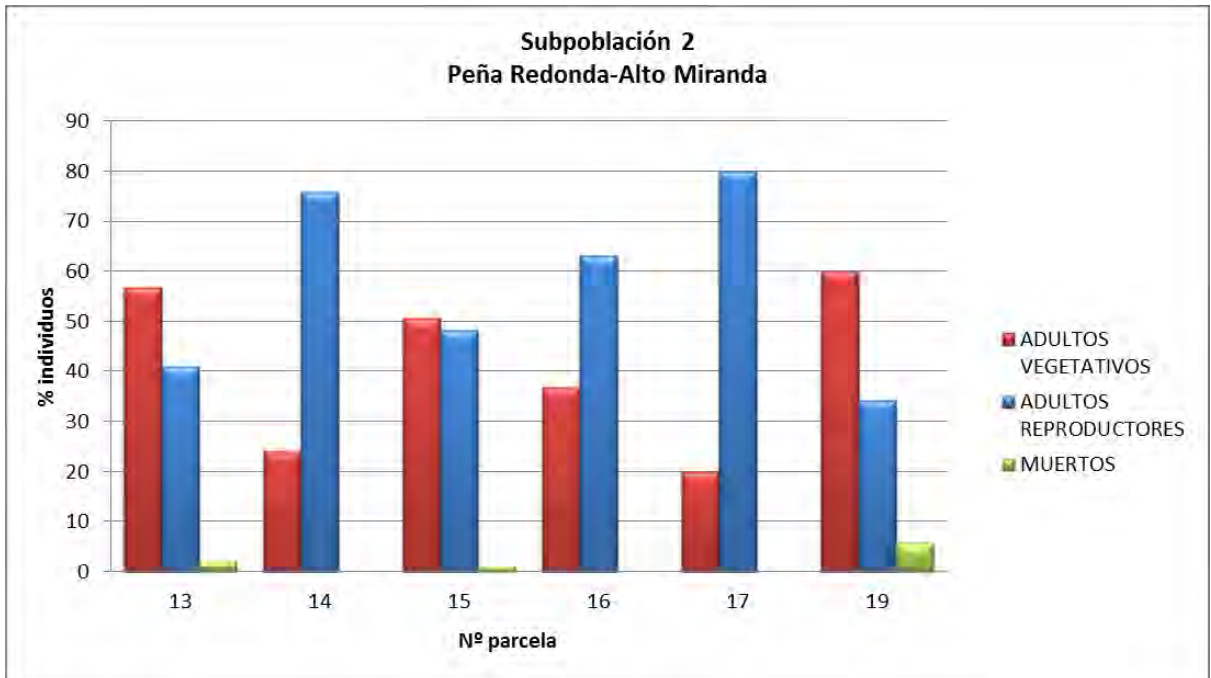
Este trabajo ha sido realizado, en parte, en el marco del convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 63/2007, de 14 de junio, por el que crean el Catálogo de flora protegida de Castilla y León y la figura de protección denominada Microrreserva de flora.

Gracias a todas aquellas personas que colaboraron de forma altruista en la ardua y, a menudo, infructuosa búsqueda de nuevas localidades, así como en la recogida y limpieza de semillas, gracias a Iván Gómez, Alberto Rodríguez, Sonia Oreca, David Ríos, Rosa García, Alberto Cantoral, Luis Alberto Barriguín, Esther Martín, Ana Cristina Bonillo, María Moya, Sonia Trobajo y al Grupo de Estudios Montaña Palentina (GEMPA).

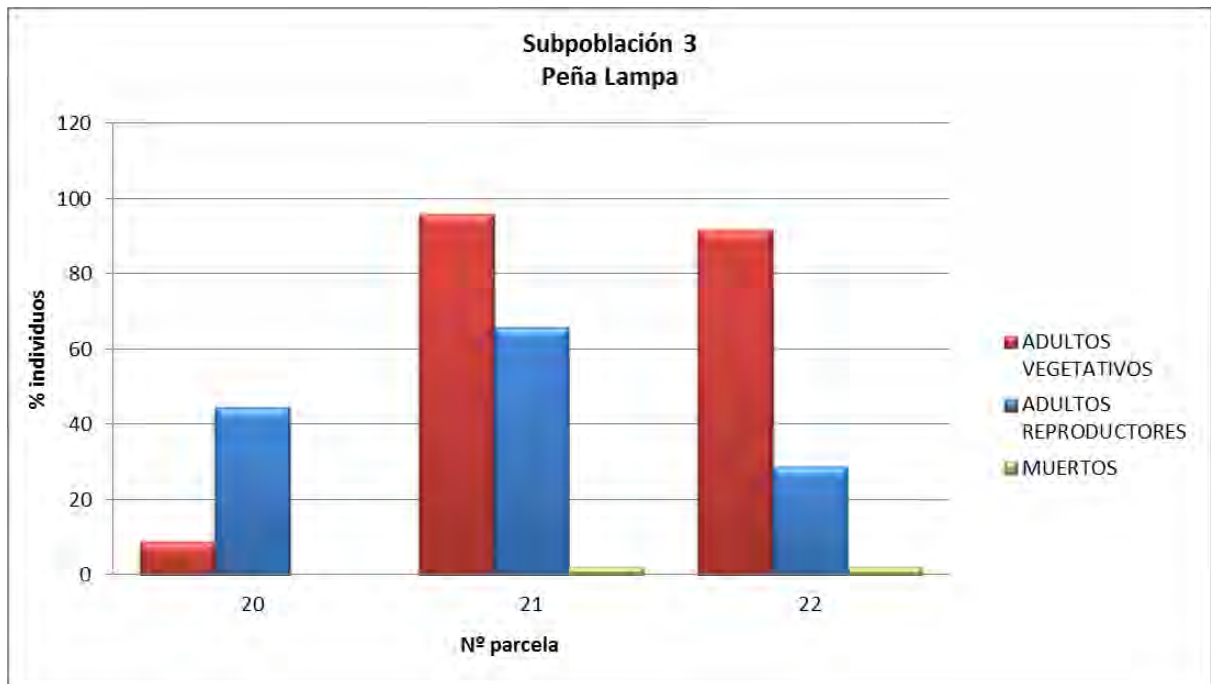
**Anexo 6.1:** Estructura poblacional por parcelas en las tres subpoblaciones estudiadas.



Estructura poblacional de la subpoblación 1 (Peña Mayor, Peña Cueto-Pico Fraile).



Estructura poblacional de la subpoblación 1 (Peña Redonda-Alto de Miranda).



Estructura poblacional de la subpoblación 3 (Peña Lampa).

# Capítulo 7

A combined approach of  
methods  
for determining  
the regional assessment  
of the disjunct plant  
*Primula pedemontana*  
in Spain

**Alfaro-Saiz E.; Alonso-Redondo R., Rodríguez A., Ruiz de Gopegui J.A., García L. & García-González, M. (2015).** A combined approach of methods for determining the regional assessment of the disjunct plant *Primula pedemontana* in Spain. *Plant Biosystems, in press.*

## CAPÍTULO 7

### **A combined approach of methods for determining the regional assessment of the disjunct plant *Primula pedemontana* in Spain**

#### **Abstract**

The aim of this study was to conduct a regional threat-status assessment for *Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin in Spain. This is an Alpine plant with a single isolated Iberian population. A major field survey was made to monitor the species in Spain with a view to preventing its possible disappearance. For that purpose, a habitat study was carried out, regional population size and population structure were determined, and major threats and conservation actions were identified. Besides, habitat suitability maps were drawn up for the present and for 2025 and the percentage of potential habitat loss was calculated in order to estimate their possible evolution. The number of mature individuals, calculated as a trapezoidal fuzzy number, was [9179; 10820; 19002; 22342]. Extent of occurrence and area of occupancy calculated were 2.5 and 0.16 Km<sup>2</sup>, respectively.

The regional IUCN category obtained for *P. pedemontana* was “Critically Endangered”. The percentage of potential habitat loss was estimated at 10.9% for 2025. The authors consider that this species is among the priority Spanish plants for conservation, and that it should be included in the “Spanish List of Wild Species under the Special Protection Scheme”.

#### **Keywords**

Disjunct distribution, endangered species, isolation, plant conservation, *Primula pedemontana*, regional assessment, Spain.

## I. Introduction

The International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) recognises the need to halt the continuing loss of diversity and to establish the guidelines for assigning standard categories leading to a range of conservation strategies for threatened taxa (IUCN, 2001).

Conservation are particularly challenging for isolated populations, particularly when populations are at the margins of a species range. *Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin has been recently located in the Cantabrian Mountain Range, in Palencia (Spain), over 900 km from the Italian and French subpopulations. There are some morphological differences belong to the Alpine plants (i.e., size and glandular leaf edge, flower stem length, and umbel bracts). This plant is regarded as “Vulnerable” in the Spanish regional legislation (BOCYL, 2007). Following Shumaker & Babble (1980), these populations often appear to be living in an environment stressful and the individuals may show signs of physiological stress and have a higher probability of extinction than populations at the center of the range. Such species, however, may serve as indicators of current climate processes, and their study provides evidence regarding the evolution of isolated taxa; the data obtained may help to shape measures for their conservation.

Besides, several studies have highlighted the particular sensitivity of Alpine ecosystems to climate-change phenomena and to changes taking place over time (Markham, 1996; Pauli *et al.*, 1996; Franzén & Molander, 2012). There is also evidence that such changes have affected the distribution of vascular flora and endemic species growing in these ecosystems (Guisan & Theurillat, 2000; Stanisci *et al.*, 2005); indeed, some authors report an acceleration of the trend towards the upward shift of European Alpine plants (Walther *et al.*, 2005).

Based on these findings, it seems likely that an altitudinal ascent in the distribution of the Spanish population of *P. pedemontana*, prompted by global warming, would affect habitat availability for this species, seriously endangering its long-term survival. In addition, due to the particular Alpine-Cantabrian disjunction, the Spanish population—the most southerly—is cut off from the other conspecific populations (Figure 7.1), rendering it more vulnerable. Monitoring the status of this population will provide valuable information regarding the behaviour of *P. pedemontana* over time, and yield



useful data for the study and classification of the species both regionally and globally, with a view to preventing its eventual disappearance.

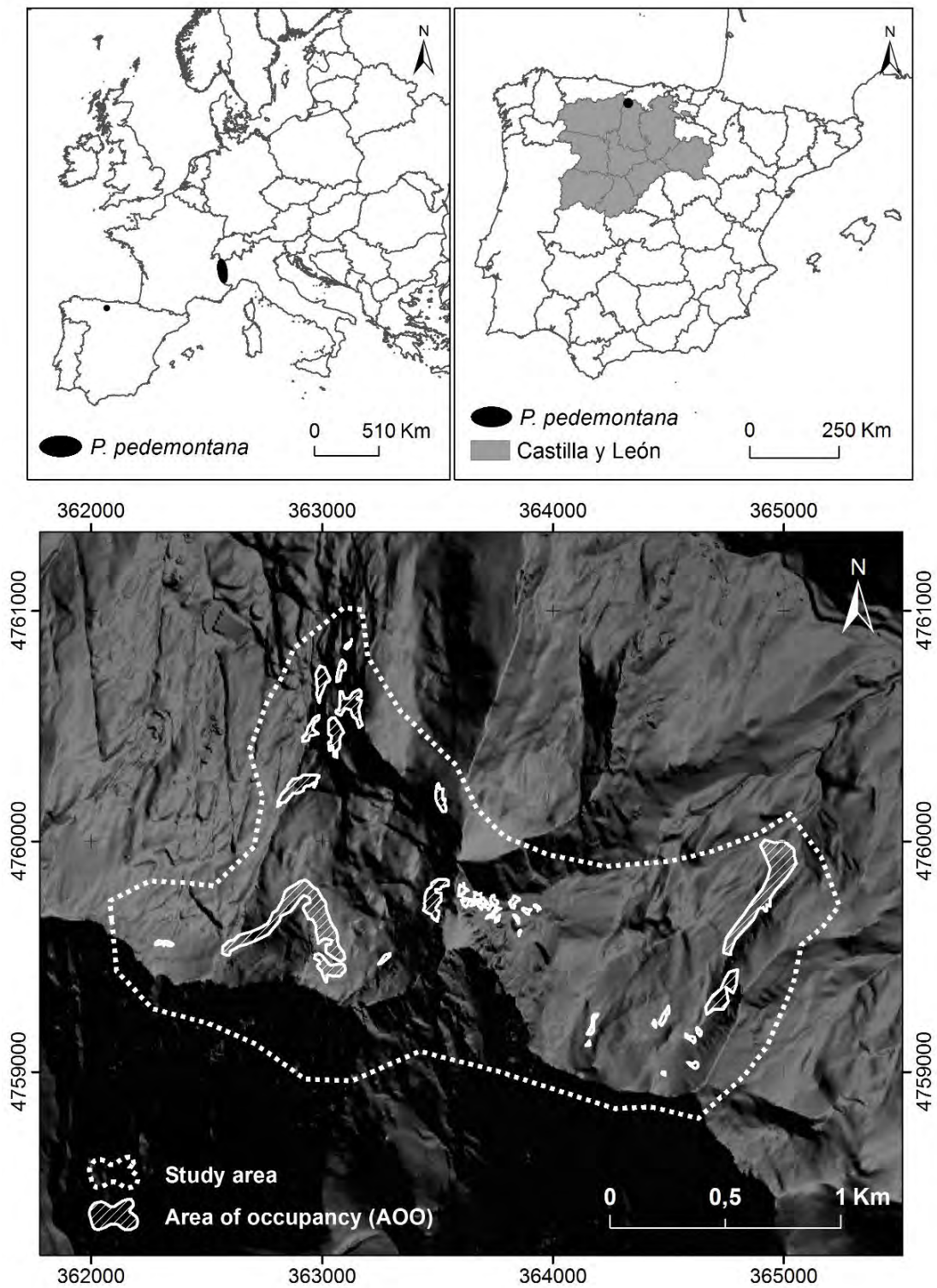


Figure 7.1. Distribution of *Primula pedemontana* and area of occupancy (AOO) in Spain.

The aim of this study was to conduct a regional threat-status assessment for the disjunct alpine plant *Primula pedemontana* in Spain, in accordance with guidelines laid down by IUCN (IUCN, 2012b; IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014). For that purpose, a combined approach of methods with a view to achieving an objective and reproducible evaluation was proposed. Census techniques applied to high alpine rock species; population structure studies, habitat survey techniques and species distribution models were integrated into a system.

## II. Materials and methods

Field work was conducted between 2007 and 2013, from May to July, with an average of 6 visits per year. Over this period, visits were made to the recorded site on Curavacas Peak, and new sites were sought by prospecting potential habitats, and by carrying out censuses of the regional population, population structure and vegetation studies.

Specimens were mapped by means of a global positioning system using Garmin GPS technology.

All GIS operations were carried out using ArcGIS software (ESRI, 2006, 2010).

The control specimens collected were deposited in the LEB-Jaime Andrés Rodríguez Herbarium (Annexe 7.1).

Definitions of the terms population, subpopulation and location are in accordance with the IUCN (IUCN, 2001, 2012a; IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014).

### a. The taxon

*Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin is an endemic European high-mountain species belonging to the *Primulaceae* family. It is a vivacious plant with pink corolla, scapes that are generally larger than the leaves and dense hairiness composed of reddish glandular trichomes. First described in 1828 in the Western Italian Alps, in the region of Piemonte (Gaudin, 1828), it has also been reported in the French Alps (Coste & Flahault, 1903; Valentine & Kress, 1972) and it is also found in Spain, in the Cantabrian Mountain Range (Losa & Montserrat, 1952; Alfaro-Saiz *et al.*, 2010b) (Figure 7.1), over 900 km

from the other European locations and separated by the natural barrier of the Pyrenees, where it has not been found, although other *Auricula* section species (*P. auricula* L., *P. hirsuta* All., *P. integrifolia* L. and *P. latifolia* Lapeyr.) have been reported there. Losa & Montserrat (1952) established the Cantabrian population as a subspecies which they termed *P. pedemontana* subsp. *iberica*. However, this range was not recognised later, and Spanish specimens have been included in the variability of *P. pedemontana* (Kress, 1997; Zhang & Kadereit, 2004).

The subsection *Euauricula*, which includes *P. pedemontana*, is a monophylum that diversified during the Pleistocene. According to Crema & Cristofolini (2012), the *P. pedemontana* group and related species appeared as the result of a relatively recent speciation process taking place at the end of the last glacial period, possibly due to climate warming and the fragmented distribution of *Primula* sect. *Auricula* species can be explained by Quaternary climatic oscillations. The Alpine-Cantabrian disjunction may be attributable to the migration of this species from the Alps and through the Pyrenees to the Cantabrian Range, with subsequent extinction of the intermediate populations. Further research is required to clarify this matter. Due to this particular disjunction, the Spanish population is cut off from the other conspecific populations.

This species, considered very rare in the Cantabrian Mountain Range (Llamas *et al.*, 2007), is among the priority plants for conservation in the area, presenting a very high weighted priority index [“Índice Ponderado de Prioridad” (IPP)] based on threat, protection, endemism and rarity criteria (Jiménez-Alfaro, 2008).

It has been assigned to various protection categories: In Spain, it has been classed as “*Vulnerable*” (VU D2) (Domínguez, 2000), “*Critically Endangered*” (CR A3c) (Moreno Saiz, 2008); later, using the method developed by Iriondo (2011), it was recatalogued as “*Vulnerable*” (VU D2) (Rodríguez *et al.*, 2010a). In the Red List for France, it has been classified as “Least Concern” (LC) (IUCN France and MNHN, 2012).

Under Spanish legislation, it is regarded as “*Vulnerable*” under regional legislation (BOCYL, 2007); in Italy it is covered by a regional law (Consiglio Regionale della Valle d’Aosta, 2010) regulating the stewardship and conservation of Alpine flora.

## **b. Study area**

The study area, of around 4 km<sup>2</sup>, is located in the northwestern Iberian Peninsula (Palencia, Castilla y León), in the “Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina” Natural Park. It is also part of the Natura 2000 network (LIC ES4140011). The area lies on the northern slope of the Curavacas Massif, at an altitude of between 1725 m and 2525 m. Geologically, the area is located in the Pisuerga-Carrión Region and is formed by siliceous coal conglomerates belonging to the Curavacas Formation (JCYL, 1997).

In biogeographical terms, the area belongs to the High Campurrian subsector of the Eurosiberian region (Orocantabrian subprovince, High Campurrian-Carrionese sector). With regard to climatology and bioclimatology, it is a temperate oceanic zone, where orotemperate and cryrotemperate thermotypes and hyperhumid and ultrahyperhumid ombrotypes are reported (Rivas-Martínez, 2007).

## **c. Habitat**

A study of the plant communities where *P. pedemontana* grows was carried out applying the conventional techniques used by the Zürich-Montpellier or Braun-Blanquet School of Phytosociology (Braun-Blanquet, 1968, 1979; Rivas-Martínez, 2007) and the nomenclature proposed by Rivas-Martínez *et al.* (2002). Phytosociological relevés were conducted on twelve 1 m<sup>2</sup> plots scattered throughout the Curavacas Massif during 2010, and were assigned to their respective associations.

## **d. Population size**

Censuses were obtained in 2007 and 2010. For census purposes, the population was divided into 8 different sectors: homogeneous units were selected on the basis of geomorphological and topographical criteria, and visual differentiation in the field (walls, canals and other differentiable formations). Sectors were named based on local toponymy. For each sector, the main characteristics were recorded (Annexe 7.2). The visual counting unit was the flower scape. In two of the sectors studied, accessibility enabled a direct census: “Curavacas” West and the “Aguja del Pastel-Curavacas” snowfield. In other sectors, due to inaccessibility, censuses were carried out using a "Visual-Units" counting system with optical devices (Goñi *et al.*, 2006). Application of this method, especially designed for the census of endangered rock species, enabled long-

distance visual counting. The estimated number of individuals was based on a correction factor (CF), obtained as a ratio of the number of individuals observed remotely by telescope (20x-60x) to the real count in small accessible areas. The CF was calculated for the two sectors where at least one population fraction was accessible to the observer (“Huerta Grande” North and “Aguja del Pastel” East). The average was used in other sectors. Application of this method thus enabled the number of flowering individuals in a population at the time of the census to be determined (estimated Visual-Units).

Finally, the total number of individuals (Final population size), was estimated using the formula as follow:

$$\text{Final population-size} = \text{estimated Visual-Units} + (\text{estimated Visual-Units} * \text{ratio})$$

The ratio of unflowering/flowering individuals was calculated through a detailed count of all individuals in three plots which were marked in the two accessible sectors (“Huerta Grande” North and “Aguja del Pastel” East). The total area for the detailed count was 25 m<sup>2</sup>.

#### **e. Population structure**

Population structure was studied in 2010 by direct counting in detail in 23 accessible plots of 1 m<sup>2</sup> each, scattered throughout the study area.

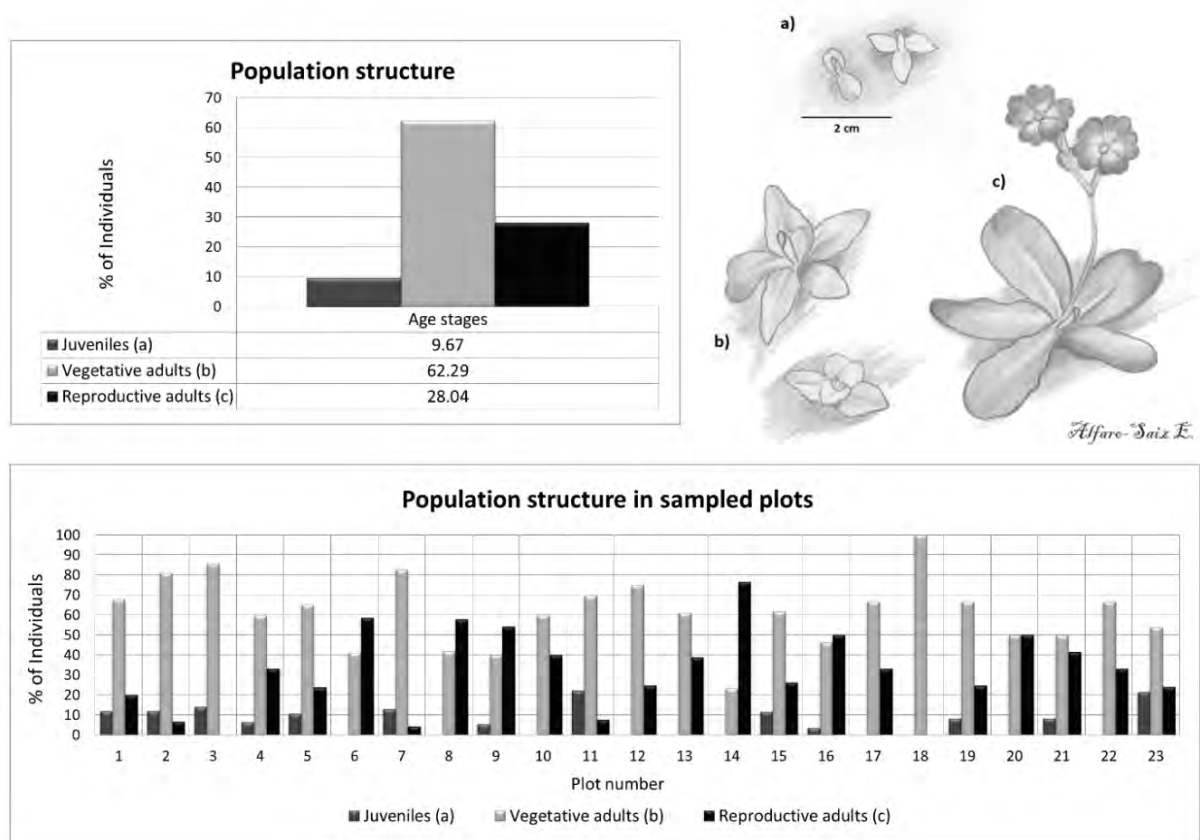
The age stages considered were: a) Juvenile: small specimens unable to breed (leaf rosette diameter under 2 cm), b) Vegetative adult: specimens without flower or fruit when counted, but which would produce both in the census year, c) Reproductive adult: specimens with flowered scape (Figure 7.2).

The results were analysed using SPSS 21 software (SPSS, 2012). A one-way ANOVA and a post-hoc Duncan’s test were used to determine differences between group means (sectors, altitude, and aspect).

#### **f. Detected threats, stresses, conservation actions and research needed**

Using IUCN Classification Schemes (IUCN, 2013*a,b,c*), threats, stresses, and conservation actions were identified.

Threats and stresses were included in RAMAS software as part of the information sheet for the taxon. Indirectly, they influenced the assessor’s decision when implementing the different options of the program, and directly, they affected the final result in the RT calculation using the AFEC criterion (Alonso-Redondo *et al.*, 2012).



**Figure 7.2.** Population structure of *Primula pedemontana* in the study area and age stages picture: a) Juveniles, b) Vegetative adults, c) Reproductive adults.

**g. Conservation status**

Following IUCN criteria (IUCN, 2001) and directives for regional assessment (Gärdenfors *et al.*, 2001; IUCN, 2012b; IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014), the evaluation of the threat category of *P. pedemontana* in Spain was obtained. The RAMAS Red List 3.0.1.0 software (Akçakaya & Ferson, 2007) was used in accordance with the recommendations of Alonso-Redondo *et al.* (2012, 2013).

To determine the influence of climate change on habitat availability, species distribution models were created using Maxent 3.3.3.k software (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008) for the present and for 2025. To assess the validity of the models,

we considered the statistics calculated by Maxent itself, analyzing the omission rate and the predicted area as a function of the cumulative threshold and the ROC-plot (Receiver Operating Characteristic). This value provides the Area Under the Curve (AUC), which is the measure of model performance. AUC values are between 0-1, where a value close to 1 indicates better model performance. Data for the 23 specimen-containing points was integrated with different variables using a grid size of 100x100 m<sup>2</sup>: topography (altitude, slope, aspect and degree-day) calculated from a Digital Model of Elevations, and lithology (JCYL, 1997). Following Alfaro-Saiz *et al.* (2014), bioclimatic maps (ombrotype and thermotype) for the present and for 2025 (Río, 2005) were included in the modelling. The percentage of potential lost area in the future was calculated comparing the models (Settele *et al.*, 2008). Extent of occurrence (EOO) was calculated from the occurrence point map using the RAMAS Red List Professional Spatial Analysis module (Akçakaya & Root, 2007). The area of occupancy (AOO) was calculated by adding the geo-referenced areas where the taxon has been found (Figure 7.1).

The number of mature individuals was estimated using a trapezoidal fuzzy number (Akçakaya *et al.*, 2000).

In order to ensure a more objective approach by the assessor, the Risk Tolerance parameter (RT) was calculated following Alonso-Redondo *et al.* (2013).

### III. Results

#### a. Habitat

The phytosociological relevés are shown in Annexe 7.3. The main habitat of this species are rocky, siliceous oozing fissures in northern-exposure of the communities of *Murbeckiello boryi-Saxifragetum willkommianae* Fernández Prieto 1983 corr. Rivas-Martínez, Díaz, Prieto, Loidi & Penas 1984 (*Saxifragion willkommianae* Rivas-Martínez 1963 alliance, *Androsacetalia vandellii* Br.-Bl 1934 order). This habitat is typical of skeletal soils, poor in bases, affected by cryoturbation phenomena and covered with snow for long periods, sometimes peaty, and found in fissures, terraces and ledges of quartzite conglomerates of the Curavacas Formation. The habitat is found in the upper supratemperate thermotype, orotemperate and cryorotemperate, and at least upper humid ombrotype. As secondary habitat, *P. pedemontana* also grows in oro-cryotemperate

acidophile grassland communities of the *Teesdaliopsio confertae-Festucetum eskiae* F. Prieto 1983 and *Junco trifidi-Oreochloetum blankae* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, J. Loidi & A. Penas 1984 (*Teesdaliopsio-Luzulion caespitosae* Rivas-Martínez 1987 alliance, *Festucetalia indigestae* Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963 order).

These vegetation types correspond to the following natural habitat types of community interest (Annex I of the Directive 92/43/EU): 8220 “siliceous rocky slopes with chasmophytic vegetation” and 6160 “Oro-Iberian *Festuca indigesta* grasslands”.

#### **b. Population size**

Results for total “counted Visual-Units” by sectors and total “estimated Visual-Units” are shown in (Table 7.1). The CF used was 0.82. This measure was very homogeneous in the two sectors, yielding the same average in both years. The number of counted and estimated Visual-Units in 2007 was 12005 and 14115, respectively, compared with 9179 and 10820, respectively, in 2010. A decrease of 23.4% was recorded.

The ratio of unflowering/flowering individuals and Final Population Size are shown in Table 7.2. Final Population Size was 32663 individuals in 2007 and 25663 in 2010.

#### **c. Population structure**

The results of plot surveys in 2010 are shown in Figure 7.2. In 47.83% of plots, all age stages were present. There was no evidence of juveniles in 47.53% of plots or of reproductive adults in 8.7%. Juveniles accounted for 9.67%, vegetative adults for 62.29% and reproductive adults for 28.04% of the total.

Individual density, calculated for all age stages, is shown in Table 7.3. No significant correlation was found between average total density values, average density values by age-states and categorical variables (sectors, altitude and aspect). A certain, though not statistically-significant, positive trend was recorded between average density values and north aspect.



**Table 7.1.** Counted and estimated Visual-Units in 2007 and 2010. The total number of estimated Visual-Units was calculated by adding a “Distance Correction Factor” (0.82) to the number of counted “Visual-Units”.

Sectors	2007		2010	
	Counted Visual-Units	Estimated Visual-Units	Counted Visual-Units	Estimated Visual-Units
“Huerta Grande” North	1111	1311	1040	1227
“Huerta Grande” West	693	818	640	755
“Aguja del Pastel” East	2501	2951	2252	2657
“Aguja del Pastel” North	3474	4099	3510	4141
“Curruquilla” West	3346	3948	1056	1246
“Curavacas” West*	155	-	134	-
“Aguja del Pastel-Curavacas” snowfield*	157	-	35	-
“Huerta Chica” boulder	568	676	530	625
Total	12005	14115	9197	10820

**d. Detected threats, stresses and conservation actions**

Detected threats and stresses are shown in Table 7.4. Threats were related to grazing, recreational activities, natural climatic and geological processes and stresses were linked to indirect ecosystem effects and inbreeding.

Adopted and proposed conservation measures for *P. pedemontana* are shown in Table 7.5. These measures are linked to site protection, species management, education and awareness programmes, legislation and conservation funding.

**Table 7.2.** Calculation of the ratio of unflowering/flowering individuals and Final Population Size.

Year	Area (m <sup>2</sup> )	Flowering individuals		Unflowering individuals		Total individuals	Ratio Unflowering/ Flowering	Final Population Size
		Counted	%	Counted	%			
2007	Plot 1	7	98	38,74	155	61,26	253	1,582
	Plot 2	15	265	46,65	303	53,35	568	1,143
	Plot 3	3	35	35	65	65	100	1,857
	<b>Total 2007</b>	25	398	43,21	523	56,79	921	1,314
2010	Plot 1	7	75	60,98	123	62,12	198	1,64
	Plot 2	15	207	82,14	252	54,9	459	1,217
	Plot 3	3	30	56,6	53	63,86	83	1,767
	<b>Total 2010</b>	25	312	42,16	428	57,84	740	1,372
<b>Mean</b>	5	204,4	57,01845	275,8	59,10094	480,2	1,343	29163

**Table 7.3.** Density (individuals/m<sup>2</sup>) in study sectors.

Sector	Juveniles	Vegetative adults	Reproductive adults	Total	Plot number
"Aguja del Pastel" East	2.5±1.73	20.5±9.26	16.25±15.65	39.25±23.47	4
"Aguja del Pastel" North	2.33±2.52	20.33±9.07	12.67±13.58	35.33±18.47	3
"Curruquilla" West	1	8	3	12	1
"Curavacas" West	4	21	9	34	1
"Huerta Grande" West	0.2±0.45	8.6±3.51	7.6±5.94	16.4±7.82	5
"Huerta Chica" boulder	7.6±9.13	39.4±49.58	4.8±3.56	51.6±61.3	5
"Hospital" Peak	2.25±3.86	10±7.12	6.5±3.67	18.75±13.45	4
Total	3.04±5.02	19.61±24.76	8.83±8.91	31.48±32.08	23

#### e. Taxon assessment: conservation status

The IUCN category obtained using Ramas Red List software for *P. pedemontana* was "Critically Endangered" (CR), based on B1ab(iii)c(iv)+2ab(iii)c(iv) criteria.

EOO and AOO were 2.5 and 0.16 Km<sup>2</sup>, respectively. The number of locations considered was 1.

Based on the results obtained by modeling the potential habitat, 10.9% of potential habitat loss was estimated for 2025 (Table 7.3). The two models (current and future) showed similar AUC (AUC=0,999).

The number of mature individuals: [9179; 10820; 19002; 22342] (minimum values were the counted and estimated Visual-Units in 2010 and maximum values were calculated by adding the number of counted and estimated Visual-Units in 2007 to their corresponding percentage of "Vegetative adults"). A range of possible fluctuations in the number of mature individuals was considered, based on our field data evidence, indicating a decline of 23.4% between 2007 and 2010. The obtained RT was 0.4.

**Table 7.4.** Detected threats and stresses (IUCN-CMP Unified Classification) for *Primula pedemontana*.

IUCN-CMP Unified Classification of Direct Threats			Impact Score
2. Agriculture & aquaculture	2.3 Livestock farming & ranching	2.3.1. Nomadic Gracing (domestic goat)	Medium
5. Biological resource use	5.2 Gathering terrestrial plants	5.2.1 Intentional use (species being assessed is the target)	Negligible
		5.2.2 Unintentional effects (species being assessed is not the target)	Negligible
6. Human intrusions and disturbance	6.1 Recreational activities	Mountaineering, climbing or caving	Low
7. Natural system modifications	7.1 Fire and fire suppression	7.1.1 Increase in fire frequency/intensity (periodic fires to extend pastures)	Negligible
8. Invasive & other problematic species, genes & diseases	8.1 Invasive non-native/alien species/diseases	8.1.2 Named species (herbivory by recently introduced <i>Capra pyrenaica</i> )	Low
	8.2 Problematic native species/diseases	8.2.2 Named species (herbivory by native chamois <i>Rupicapra rupicapra</i> )	Medium
10. Geological events	10.3 Avalanches/landslides	Landslides	Low
11. Climate change and severe weather	11.1 Habitat shifting & alteration	Loss of habitat related to climate change	Medium
	11.2 Droughts	Years of drought and prolonged dry periods	Medium
	11.3 Temperature extremes	Rise in temperature	Medium
IUCN-CMP Unified Classification of Stresses			
1. Ecosystem/community stresses	1.3 Indirect ecosystem effects		

**Table 7.5.** Unified Classification of Conservation Actions needed for *Primula pedemontana*.

IUCN-CMP Unified Classification of Conservation Actions Needed		
1. Land/Water protection	1.1 Site/Area protection	Nature reserve ("Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina") Natura 2000 Network (LIC, ZEPA)
2. Land/Water Management	2.1 Site area Management	Micro-reserve of flora ("Microrreserva de Flora del Curavacas"-JCYL, 2007-)
3. Species management	3.4 <i>Ex-situ</i> conservation	3.4.2 Genome resource bank
4. Education and awareness	4.1 Formal education	University of León (graduate and doctorate programs) Summer course in conservation biology
	4.2 Training	Conferences to promote social awareness
5. Law & policy	5.1 Legislation	5.1.1 International level: habitats included in the European Habitats Directive
		5.1.2 National level
		5.1.3 Sub-national level (Italy, Spain)
7. External capacity building	7.3 Conservation finance	Aids for environmental projects financed by regional institutions ("Cajacírculo") Sustainable rural development program 2010-2014. Rural area Plan for "Palencia North" Scientific studies related to the decree 63/2007 of 14 June (JCYL, 2007). "Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España" (2010)

#### IV. Discussion

In this study, a range of current techniques with a view to achieving an objective, reproducible and applicable evaluation of the disjunct plants was combined: census techniques applied to high alpine rock species; techniques used in population structure studies; habitat survey techniques and species distribution modelling techniques. All the information was integrated into a system for the objective assignment of threat category, in accordance with IUCN guidelines at regional level (Gärdenfors *et al.*, 2001; IUCN, 2012*b*; IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014).

Recognition of the worth of a species as significant as *P. pedemontana* in the Iberian Peninsula requires an understanding of its behaviour throughout its distribution area. Proper evaluation of the conservation status of *P. pedemontana* and other disjunct

taxa using unified IUCN criteria is necessary in order to make decisions about future projects, studies and conservation measures to be undertaken by the various managers and administrations involved. Additionally, monitoring and studying this species outside its Alpine distribution can provide valuable information regarding its evolution, as well as that of other taxa with similar requirements.

Very low values for EOO and AOO, coupled with the existence of a single regional location isolated from the other extra-regional conspecific populations and a continuous deterioration in habitat quality are sufficient to warrant assignment of the Spanish population to the CR threat category. Assignment was objective, reflecting the findings of exhaustive study and interpretation of data collected since 2007.

With regard to the IUCN regional category adjustments (Downgrade category, Upgrade category, No change) recommended by Gärdenfors *et al.* (2001) and IUCN (2012b), the right choice here would be “No change”. Since the Spanish *P. pedemontana* population is isolated from other conspecific populations, the likelihood of propagule migration to the region, with subsequent survival and reproduction, is considered nil or negligible. In Spain, *P. pedemontana* lies at the southern and western limits of its distribution, rendering it subject to greater stress than extra-regional populations. Geographical isolation is a major reproductive barrier, as reflected in the existence of morphological differences between Alpine and Cantabrian specimens, already indicated by Losa & Montserrat (1952). It is therefore likely that individuals from extra-regional populations would find it difficult to survive and/or reproduce within the region. In addition, management projects cannot be aimed at the improvement of available habitat quality/quantity, given that the causes of the declining population are not reversible. Moreover, although the taxon is more common outside the region studied, several studies express concern for their conservation status (IUCN France and MNHN, 2012; Consiglio Regionale della Valle d’Aosta, 2010). In view of the foregoing, it is unlikely that extra-regional populations will be able to rescue the regional population.

In the absence of data on population dynamics, the population structure of rare plant species provides essential information (García, 2002; García *et al.*, 2002a), which is especially valuable for designing management and conservation strategies (Baskin & Baskin, 1986). The population displayed a normal balanced structure, with all life cycle stages represented. This indicates that the population is stable, since there is not a

disproportionately large number either of juveniles or of reproductive individuals (Baskin & Baskin, 1986). The plots with the highest density of individuals were in the Northern-exposure area. Analysis of the positive correlation recorded between average density values and northern aspect must be extended in future research.

The main threats identified for this taxon are linked to habitat suitability loss, due to causes relating to climate change. According to Franzén & Molander (2012), alpine species are indeed highly threatened and there has already been a decline in the number of available habitats; subcriterion B2 enables climate change to be regarded as a possible threat leading to future reduction in habitat quality. Changes in rainfall regime or a temperature increase in some periods (Río, 2005), changes in snowcover periods or long drought periods may threaten the medium- to long-term survival of this species. In the short term, the biggest risk to *P. pedemontana* is herbivorous pressure, due to both domestic and wild animals (native chamois *Rupicapra rupicapra* and recently introduced *Capra pyrenaica*). The threat appears to have increased in recent years due to the replacement of cattle by domestic goats, which are much more aggressive since they can access the ledges where the species grows. The main stresses are linked to indirect ecosystem effects and inbreeding effects due to isolation from other conspecific populations. Moreover, habitat fragmentation favors the extinction of rare species (Fenu *et al.*, 2011).

It is hoped that preliminary *ex-situ* conservation measures, including the collection and preservation of Spanish-population seeds, will ensure that the genetic variability of this taxon is preserved. With a view to implementing these measures, seeds were collected in 2010 and stored in the LEB-Herbarium. If necessary, these seeds could be used for future reintroduction of the species into the wild.

Increasing local awareness of this taxon is an essential strategy for its conservation, as well as representing a positive contribution to the local economy and to its sustainable development. Due to its singular disjunction, its showy flowers and the landscape value of the site where the plant grows, *P. pedemontana* could become a charismatic species and a major local tourism resource.

The strong administrative protection of the area and the inaccessibility of the regional population are, in themselves, good protection measures. However, they may not

suffice to guarantee the survival of *P. pedemontana* in the region. Therefore, the authors feel that the species needs to be upgraded in the Red List of Spanish Flora to the IUCN category “*Critically Endangered*” (CR). In addition, it is recommended that the species be assigned to the maximum protection category (“*In danger of extinction*”) in the “Catalogue of Protected Flora of Castilla y León” and that it be included in the “Spanish List of Wild Species under the Special Protection Scheme” (BOE, 2011).

### **Acknowledgements**

Research was supported by a specific collaboration agreement between the University of León and the Castilla y León Regional Government, pursuant to the implementation of Decree 63/2007. We thank C. García-González for documentation search, D. Ríos, D. Alegre, S. Oreca, Y. Ruíz and A. Marcos, as well as other members of the GEMPA group, for their assistance in field data collection. We thank R.M. García-Valcarce and P. Edson for the English translation.

**Annexe 7.1:** Vouchers of own material were deposited in the Herbarium LEB

**Spain:** 101787 (*LEB*): Hospital Peak, 30TUN648588, 1900m, 10-VI-2008, L. García & A. Ruiz de Gopegui. 102041 (*LEB*): Vidrieros. Curavacas. “Huerta Grande”, 30TUN6360, 1980m, 12-VI-2009, A. Rodríguez. 104641 (*LEB*): Cervera de Pisuerga. Curavacas Peak, 30TUN6259, 2150m, 26-VI-2010, A. Rodríguez. 104657 (*LEB*): Cervera de Pisuerga. Curavacas Peak, 30TUN6260, 1980m, 16-VI-2010, A. Rodríguez. 109616 (*LEB*): Curavacas. “Aguja del Pastel”, 30T 362909 4759825, 2162m, 30-VI-2013, E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo. 109617 (*LEB*): Curavacas. “Aguja del Pastel”, 30T 362920 4759821, 2161m, 30-VI-2013, E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo. 109618 (*LEB*): Curavacas. “Huerto Chico”, 30T 362847 4760522, 1942m, 29-VI-2013, E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo. 109619 (*LEB*): Curavacas. “Huerto Chico”, 30T 363079 4760595, 1875m, 29-VI-2013, E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo. 109620 (*LEB*): Curavacas. “Huerto Chico”, 30T 362821 4760195, 2004m, 29-VI-2013. E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo. 109621 (*LEB*): Curavacas. “Huerto Chico”, 30T 362816 4760180, 2005m, 29-VI-2013, E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo. 109622 (*LEB*): Curavacas. “Aguja del Pastel”, 30T 363011 4759728, 2193m, 29-VI-2013, E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo. 109623 (*LEB*): Curavacas. “Aguja del Pastel”, 30T 363039 4759668, 2193m, 29-VI-2013, E. Alfaro-Saiz, A. Rodríguez, S. Oreca & D. Ríos-Cornejo.

**Italy:** 104642 (*LEB*): Turín. Susa. P.N. Orsiera-Rocciavré. Valle de Susa. Colle della Vecchia, 30TLQ49, 2510m, 19-06-2010, A. Rodríguez & S. Oreca. 104643 (*LEB*): Turín. Rovre. P.N. Orsiera-Rocciavré. Valle de Chisone. Refugio de Seillers, 30TLQ59, 2060m, 20-06-2010, A. Rodríguez.

**Annexe 7.2:** Main characteristics of study sectors.

Sector	Altitudinal range (m)	Aspect	Slope %	Area (m <sup>2</sup> )
“Huerta Grande” North	1850-1900	NW	20-31	14249
“Huerta Grande” West	1815-1970	NW	26-41	104273
“Aguja del Pastel” East	2150-2250	E	17-44	79338
“Aguja del Pastel” North	2150-2300	N	37-42	19712
“Curruquilla” West	2150-2350	NW	31-46	29232
“Curavacas” West	2100-2150	NW	7-51	75867
“Aguja del Pastel-Curavacas” snowfield	2325-2375	NE	22-47	39294
“Huerta Chica” boulder	1950-2050	NE	25	2308



**Annexe 7.3:** Phytosociological relevés in North face of Curavacas Massif.

Ordinal number	<u>1</u>	<u>2</u>	<u>3</u>	<u>4</u>	<u>5</u>	<u>6</u>	<u>7</u>	<u>8</u>	<u>9</u>	<u>10</u>	<u>11</u>	<u>12</u>
Number of taxa	6	7	12	4	11	7	13	11	14	13	8	12
Altitude (m)	2256	2270	1805	2167	2010	1950	1970	1985	2161	2425	2250	2305
Aspect	NE	NE	NW	N	NW	W	W	W	N	NW	W	NE
Percent vegetal cover	60	60	50	20	80	60	25	25	80	70	40	50
Area (m2)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Date (month/day) -2010- UTM (30T UM)	08/01 65	07/16 65	06/14 65	07/16 66	08/01 66	07/16 66	07/16 66	08/01 66	08/01 66	08/01 65	07/16 65	08/01 65

**Characteristic species:**

<i>Saxifraga pentadactylis</i> subsp. <i>willkommiana</i>	2	2	2	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Murbeckiella boryi</i>	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Alchemilla saxatilis</i>	1	1	2	+	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Primula pedemontana</i>	1	2	3	2	2	1	1	+	+	2	1	1
<i>Juncus trifidus</i>	4	3	.	2	2	1	1	2	3	4	3	+
<i>Festuca eskia</i> Ramond	.	.	.	.	3	3	1	2	2	2	.	+
<i>Agrostis rupestris</i> .	.	.	2	.	1	2	1	2	.	1	.	+
<i>Luzula spicata</i> .	.	.	.	.	1	.	.	.	1	2	.	+
<i>Oreochloa blanka</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	2	+	3
<i>Leontodon pyrenaicus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	2
<i>Silene ciliata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+
<i>Luzula caespitosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.

**Companion species:**

<i>Armeria cantabrica</i>	1	+	+	.	1	1	+	.	2	1	1	1
<i>Alchemilla transiens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	1	1
<i>Poa cenisia</i>	.	.	.	.	2	2	1	1	.	1	1	.
<i>Poa alpina</i>	.	.	1	.	1	.	.	.	2	.	.	.
<i>Polypodium vulgare</i>	.	.	2	.	.	.	+	+	.	.	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Cystopteris fragilis</i>	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.	+	.
<i>Epilobium collinum</i>	.	.	+	.	.	.	+	1	.	.	.	.
<i>Agrostis duriei</i>	.	.	.	.	3	2	.	.	.	2	.	.
<i>Cardamine resedifolia</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Cryptogramma crista</i>	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Saxifraga spathularis</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Avenella flexuosa</i> subsp. <i>iberica</i>	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Sedum brevifolium</i>	.	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.
<i>Sedum candollei</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Calluna vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Juniperus communis</i> L. subsp. <i>alpina</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Sedum hirsutum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Saxifraga stellaris</i> subsp. <i>alpigena</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Sagina saginoides</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Nardus stricta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Carex pyrenaica</i> .	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Asplenium trichomanes</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Vaccinium uliginosum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2

Inventarios 1-4: *Murbeckiella boryi*-*Saxifragetum willkommianae*;

Inventarios 5-8: *Teesdaliopsis confertae*-*Festucetum eskiae*;

Inventarios 9-12: *Junco trifidi*-*Oreochloetum blankae*.

**Nombre completo de los táxones utilizados en este Anexo:**

*Saxifraga pentadactylis* subsp. *willkommiana* (Boiss. ex Willk.) Rivas Mart.; *Murbeckiella boryi* (Boiss.) Rothm.; *Alchemilla saxatilis* Buser; *Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin; *Juncus trifidus* L.; *Festuca eskia* Ramond ex DC.; *Agrostis rupestris* All.; *Luzula spicata* (L.) DC. in Lam. & DC.; *Oreochloa blanka* Deyl; *Leontodon pyrenaicus* Gouan; *Silene ciliata* Pourret; *Luzula caespitosa* (J. Gay ex E. Mey.) Steud.; *Armeria cantabrica* Boiss. & Reut. ex Willk. in Willk. & Lange; *Alchemilla transiens* (Buser) Buser; *Poa cenisia* All.; *Poa alpina* L.; *Polypodium vulgare* L.; *Agrostis capillaris* L.; *Cystopteris fragilis* (L.) Bernh.; *Epilobium collinum* C.C. Gmelin; *Agrostis durieui* Boiss. & Reuter ex Willk.; *Cardamine resedifolia* L.; *Cryptogramma crispa* (L.) R. Br. ex Hooker; *Saxifraga spathularis* Brot.; *Avenella flexuosa* subsp. *iberica* (Rivas Mart.) Valdés & H.Scholz; *Sedum brevifolium* DC.; *Sedum candollei* Raym.-Hamet; *Calluna vulgaris* (L.) Hull; *Juniperus communis* L. subsp. *alpina* (Gray) Celak.; *Sedum hirsutum* All.; *Saxifraga stellaris* L. subsp. *alpigena* Temesy; *Sagina saginoides* (L.) Karsten; *Nardus stricta* L.; *Carex pyrenaica* Wahlenb.; *Asplenium trichomanes* L.; *Vaccinium uliginosum* L.

# Capítulo 8



Optimización del método de censo,  
estimación y seguimiento  
del número de individuos maduros de  
*Primula pedemontana*  
en las paredes verticales del pico  
“Aguja del Pastel”  
(Macizo del Curavacas)





## CAPÍTULO 8

### **Optimización del método de censo, estimación y seguimiento del número de individuos maduros de *Primula pedemontana* en las paredes verticales del pico “Aguja del Pastel” (Macizo del Curavacas)**

#### **Resumen**

El presente trabajo permite calcular el esfuerzo mínimo necesario para censar la especie *Primula pedemontana* Thomas ex. Gaudin en las paredes verticales de la Aguja del Pastel, en el macizo del Curavacas (España). El corto y variable periodo de floración que presenta esta planta, la inaccesibilidad y la fisionomía del lugar en el que se desarrolla, los recursos que hay que reunir, así como las inclemencias meteorológicas ligadas a la época del año en la que se realizan los censos, convirtieron en una prioridad optimizar, en la medida de las posibilidades, el tiempo invertido en el trabajo de campo. Para ello, se diseña un método que reduce la carga de muestreo y permite optimizar el tiempo y los recursos materiales, metodológicos y humanos empleados en el censo de esta especie, manteniendo la mayor precisión posible.

La precisión de la estimación disminuye a medida que reducimos el esfuerzo de muestreo, es decir, el porcentaje de cuadrículas muestreadas, por lo que se considera un esfuerzo mínimo del 35% de cuadrículas muestreadas, aunque el rango recomendado se encontraría entre el 40-50%. El método propuesto es flexible y permite la posibilidad de adaptar el número de parcelas muestreadas al tiempo disponible en campo, de forma que

Estrella Alfaro Saiz

se establece un porcentaje mínimo de unidades de muestreo, que podría reducirse o ampliarse en función de las necesidades meteorológicas o de los recursos disponibles.

**Palabras clave:**

*Bootstrap*, censo, esfuerzo mínimo, España, especies amenazadas, flora rupícola, *Maximum Likelihood*

## I. Introducción

*Primula pedemontana* Thomas ex Gaudin es un endemismo europeo de alta montaña perteneciente a la familia *Primulaceae*, que presenta una singular disyunción alpino-cantábrica puesto que se distribuye por distintas localidades a lo largo de los Alpes occidentales franceses e italianos, así como por la cordillera Cantábrica (Palencia, España), donde solo aparece en un área muy reducida del Macizo del Curavacas (Valentine & Kress, 1972; Kress, 1997) y no ha sido hallada en territorios intermedios.

La importancia de las oscilaciones climáticas ligadas a las glaciaciones, como uno de los principales sucesos que ha repercutido en la composición florística de las montañas europeas, es un hecho constatado por la comunidad científica (Villar, 1977). Sin embargo, los fenómenos de especiación y distribución del grupo *Primula* sect. *Auricula* asociados a las oscilaciones climáticas del último periodo glaciario (Crema & Cristofolini, 2012) han sido revisados recientemente por Boucher *et al.* (2015). Estos últimos autores atribuyen una mayor diversificación de este grupo a épocas previas al Pleistoceno, coincidiendo con las fases posteriores de la elevación de los Alpes y apoyan la idea de que ésta época geológica jugó un papel importante en la variación dentro de las especies (Vargas, 2003). Teniendo en cuenta que la alopatría se considera el principal mecanismo de especiación para los componentes alpinos de la familia *Primulaceae* Boucher *et al.* (2015) destacan el papel de la separación geográfica en la diversificación de la sección *Auricula*. Además, siguiendo el conocido modelo de biogeografía de islas propuesto por MacArthur & Wilson (1967), a igualdad de condiciones en las características del hábitat y de los fragmentos del mismo, la probabilidad de colonización viene determinada, principalmente, por la distancia al centro emisor de individuos. La probabilidad de la llegada de nuevos individuos es mayor, por tanto, cuanto menor es la distancia entre los fragmentos y viene determinada por las dificultades del territorio que hay que cruzar y las características de las especies implicadas (Tellería, 2012). Por todo lo expuesto anteriormente y debido al aislamiento de la subpoblación española, consideramos que la migración de propágulos o el “efecto rescate” (Hanski & Michael, 1997) procedente del resto de poblaciones coespecíficas, es nulo o insignificante.

La cordillera Cantábrica marca los límites occidental y meridional para esta especie que, en el macizo del Curavacas, se encuentra refugiada en fisuras de roquedos en orientaciones frescas y ambientes rezumantes (Ruiz de Gopegui *et al.*, 2010), lo que

puede traducirse en un ambiente extremo, en comparación con los ambientes alpinos. En los Alpes, *Primula pedemontana* se desarrolla en una mayor diversidad de comunidades, como así hemos podido comprobar en campo, que va desde las fisuras de bloques graníticos propias de los pisos forestales (Montacchini, 1982) de la asociación *Campanulo-Primuletum pedemontanae* Montacchini 1982, a las comunidades quionófilas de pastos alpinos silíceos de la asociación *Caricetum curvulae* Rübél 1911 (basado en observaciones propias). Las plantas cantábricas, además, presentan características morfológicas diferenciables de las alpinas, por ello los táxones de la subpoblación española fueron inicialmente descritos como *P. pedemontana* subsp. *iberica* (Losa & Montserrat, 1952), aunque dicho rango no ha sido reconocido en estudios posteriores basados en análisis moleculares (Kress, 1997; Zhang & Kadereit, 2004). Las diferencias morfológicas pueden atribuirse a adaptaciones locales relacionadas con el aislamiento geográfico (Slatkin, 1987), lo que puede ser indicativo de fenómenos relacionados con especiación peripátrica, razón por la que resulta doblemente interesante conservar el acervo genético que supone la subpoblación española.

Por otro lado, las evidencias sobre los cambios que se vienen produciendo, así como la repercusión que estos están teniendo en los ecosistemas y en la distribución de la flora alpina, debido a alteraciones relacionadas con el cambio climático global (Markham, 1996; Pauli *et al.*, 1996; Guisan & Theurillat, 2000; Stanisci *et al.*, 2005; Walther *et al.*, 2005; Franzén & Molander, 2012) pueden comprometer aún más la situación de esta especie. Las causas del declive de su hábitat son irreversibles, como ya se señaló en el Capítulo 7.

Según lo expuesto anteriormente, consideramos oportuno realizar el seguimiento de la subpoblación española, en la que *Primula pedemontana* presenta un comportamiento finícola. Los resultados obtenidos son de aplicación directa en su catalogación y en la gestión de las correctas medidas que permitan prevenir y evitar su desaparición.

Debido a la inaccesibilidad del paraje en el que vive *Primula pedemontana*, el corto e impredecible periodo de floración que presenta y la dificultad para reunir los recursos materiales y humanos necesarios en la fecha adecuada, no es factible realizar los censos anualmente. Por otro lado, hay que considerar las inclemencias meteorológicas y la inestabilidad que, asociada a ellas, existe en las zonas de montaña. Por ejemplo, durante



el trabajo de campo del año 2012, unas fuertes tormentas impidieron finalizar el censo cuando ya se había muestreado aproximadamente la mitad de las paredes. Por ello, optimizar el tiempo y la metodología resulta una tarea imprescindible para poder mejorar el seguimiento de esta planta en España.

El objetivo de este estudio ha sido proponer un método de estimación del número de individuos maduros para la especie *Primula pedemontana* que permita agilizar el trabajo de campo, optimizar los recursos materiales, metodológicos, económicos y humanos empleados en la realización de los censos, para facilitar el seguimiento regular de la subpoblación española.

## II. Material y métodos

El trabajo de campo se desarrolló en los meses de mayo a julio durante los años 2013 y 2014. Para la realización del seguimiento anual es necesaria la participación de, al menos 2 personas y unas 15-20 horas de trabajo en una sola jornada; o bien, 4 personas, con unas 10-13 horas de trabajo, incluyendo el acceso. Para la elaboración de los censos, se llevó a cabo una adaptación de la metodología propuesta para especies rupícolas basada en el conteo de “unidades visuales” mediante el uso de dispositivos ópticos (Goñi *et al.*, 2006). La unidad visual de conteo fue el escapo floral, dado que es la única parte de la planta susceptible de ser individualizada y cuyo número se corresponde con el de individuos maduros. Para realizar el seguimiento se seleccionaron dos sectores, uno de ellos formado por la pared este y el otro por la pared norte del pico “Aguja del Pastel”, entendiendo como sectores aquellas unidades homogéneas diferenciables en base a criterios geomorfológicos y topográficos (paredes, canales y otras formaciones) nombrados según la toponimia. Entre ambos sectores albergan más del 60% de las “unidades visuales” contadas en censos anteriores de este estudio (ver Capítulo 7); ambos son paredes verticales, más o menos accesibles y se encuentran relativamente cerca entre ellos, lo que permite realizar el seguimiento en una sola jornada de campo. Una vez seleccionados los sectores objetivo de la monitorización, se realizó una fotografía de cada uno de ellos, buscando la máxima perpendicularidad de la pared. La imagen se calibró mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) en el software ArcGIS-10 (ESRI, 2010), adaptando la fotografía para que las distancias en ella se correspondieran con las reales, siguiendo la metodología desarrollada por Goñi *et al.* (2006). Después, se añadió a la imagen una cuadrícula de 10x10 m (Figuras 8.1 y 8.2), asignando a cada una de las

cuadrículas un código de identificación individual. Los días previos al censo se realizaron varias visitas por parte del equipo de censo (A. Rodríguez y L.García) para determinar el inicio de la floración y calcular el momento óptimo de la misma (días en los que se produce la máxima explosión de individuos floridos). El corto y rápido periodo de floración de la planta (que dura unos 3-4 días) permite establecer el momento de máxima explosión de individuos en flor, siempre y cuando sea posible realizar las prospecciones previas. Coincidiendo entonces, con la máxima floración, el censo se realizó localizando los límites de las cuadrículas y contando las “unidades visuales” presentes en cada una de ellas, obteniendo posteriormente, mediante la adición de los resultados de cada una, la totalidad de individuos maduros de cada sector. Las cuadrículas de los extremos, que en la fotografía poseían un porcentaje muy reducido de roquedo, fueron eliminadas para evitar el efecto borde (cabe destacar la ausencia del taxon en todas ellas).



**Figura 8.1.** Sector “Pared Este de la Aguja del Pastel”



**Figura 8.2.** Sector “Pared Norte de la Aguja del Pastel”

La imposibilidad de encontrar suficientes zonas accesibles, requerimiento necesario para calcular el Factor de Corrección (FC) propuesto por Goñi *et al.* (2006), nos ha llevado a la necesidad de adaptar este cálculo a nuestras condiciones particulares. Para ello, se seleccionaron 30 y 40 zonas fácilmente delimitables, en las que los observadores realizaron dos recuentos: uno con la lente con la que se desarrolló el censo (20x) y otro con una lente de mayor aumento, que permitió contar los individuos con alta precisión (60x), aunque con demasiada lentitud como para aplicar dicho aumento en toda la pared. Una vez obtenidos los datos, se calculó el cociente entre el recuento realizado con mayor precisión (60x) y el número de “unidades visuales” contadas con la óptica con la que realizamos el censo (20x). Los datos se ajustaron a una distribución normal con el software estadístico *R* (R Core Team, 2015). La media se multiplicó por el total de “unidades visuales” registradas para el conjunto del núcleo poblacional, siguiendo el método propuesto por Goñi *et al.* (2006). Este procedimiento se repitió para cada observador y para los diferentes años de muestreo.

Se incluyeron en el análisis un total de 376 parcelas: 229 en la pared este y 147 en la pared norte. Los CF obtenidos fueron 0,88 en 2013 y 1,1 en 2014.

Una vez obtenido el resultado completo del censo de las dos paredes verticales, mediante la adición de los resultados individuales de cada una de las cuadrículas, los datos fueron analizados utilizando los paquetes *MASS* (Venables & Ripley, 2002) y *fitdistrplus* (Delignette-Muller & Dutang, 2015) del paquete estadístico *R* (R Core Team, 2015). El primer paso consistió en determinar el mejor ajuste de los datos a las posibles distribuciones (Geométrica, Poisson y Binomial Negativa), comparando para ello, las frecuencias observadas con las frecuencias teóricas mediante análisis gráfico y mediante un test de bondad de ajuste *Chi-cuadrado*. Se propone entonces, como hipótesis de partida ( $H_0$ ), que las frecuencias observadas no difieren significativamente de las frecuencias esperadas y por tanto, los datos se ajustan a la distribución pertinente en cada caso. Aceptaremos  $H_0$  si el p-valor obtenido es superior al nivel de significación elegido para realizar el test (0,05). Por el contrario, rechazaremos la  $H_0$  si el p-valor obtenido es menor que el nivel de significación elegido para realizar el test (0,05).

Para valorar numéricamente cuál era el modelo que presentaba un mejor ajuste, se utilizaron los índices *Aikake's Information Criterion* –AIC- (Aikake, 1987) y *Bayesian Information Criterion* -BIC- (Schwarz, 1978) considerando preferentes aquellos modelos que presentaron un menor valor de los mismos.

La valoración gráfica se llevó a cabo mediante el análisis de la función de distribución acumulada [*Cumulative Distribution Function* (CDF)], los gráficos *PP Plot* –construidos a partir de la función de distribución empírica de la muestra  $F_n^*(x)$  y diseñados de forma que al representar para cada observación  $x_i$ , la  $F_n^*(x_i)$  frente a la esperada se obtenga una línea recta- y los gráficos *QQ Plot* –que representan los cuantiles empíricos obtenidos en la muestra frente al cuantil correspondiente de la distribución-.

Teniendo en cuenta que conocemos el resultado final (resultado del censo completo de las dos paredes), procedemos a determinar el tamaño muestral más reducido que podríamos estipular para obtener una medida fiable del tamaño poblacional, determinando así el esfuerzo mínimo requerido para realizar el censo. Para ello, los datos totales fueron ajustados a la distribución que presentaba el mejor ajuste y se obtuvieron con ello los parámetros de dicha distribución.

Posteriormente, fueron creados diferentes subconjuntos de los datos, reduciendo paulatinamente los tamaños muestrales y calculándose después el número poblacional

estimado para compararlo con el real, así como los intervalos de confianza (IC). El porcentaje de parcelas muestreadas se redujo un 5% cada vez, empezando en 90% y terminando en 5%, siempre seleccionando las parcelas de manera aleatoria.

Los IC se calcularon utilizando dos métodos: “*Maximum Likelihood*” (ML) -una aproximación a la normal con transformación logarítmica de la variable- y Simple “*Bootstrap*” (BS) -método para calcular los IC en el que la muestra inicial, que sería el porcentaje de cuadrículas muestreadas, se remuestra con reemplazo 10000 veces-.

Para cada uno de los porcentajes de parcelas muestreadas el proceso se repitió 25 veces. Los resultados se representan mediante una serie de diagramas de caja (*Box and whisker plot*) en los que aparecen los valores del IC (máximos y mínimos), así como el número poblacional estimado, calculados para las 25 repeticiones.

Por último, se representa en un gráfico el número de individuos reproductores contabilizados en los censos, tras aplicar el factor de corrección. Para poder comparar los años muestreados, al resultado obtenido en este capítulo para los años 2013 y 2014 se le añaden los resultados obtenidos durante los años 2007 y 2010 calculados en el Capítulo 7.

### III. Resultados y discusión

Los resultados numéricos obtenidos tras la aplicación del test de ajuste *Chi-cuadrado* se exponen en la Tabla 8.1. El análisis muestra que el mejor ajuste de los datos reales a una distribución teórica se consiguió con el modelo de distribución Binomial Negativa, según señalan los índices AIC y BIC que en todos los casos indicaron valores menores para dicha distribución (lo que se traduce en un mejor ajuste). El nivel de significación resultó ser superior a 0,05 en el caso de la distribución Binomial Negativa para los datos procedentes del sector “Pared Norte de la Aguja del Pastel”, por lo que en el caso de dicho sector, aceptamos la  $H_0$  asumiendo que no existen diferencias significativas entre las frecuencias esperadas y las observadas y que los datos muestrales se ajustan a dicha distribución teórica. El análisis revela que el p-valor del *Chi-cuadrado* obtuvo un nivel de significación inferior a 0,05 en los datos obtenidos en el sector “Pared Este de la Aguja del Pastel” para todas las distribuciones estudiadas -lo que nos permitía rechazar la  $H_0$  y por tanto, la distribución teórica estudiada- (Tabla 8.1); sin embargo, la

Binomial Negativa fue de nuevo la distribución teórica que mejor resultado presentó cuando se modelizaron los datos procedentes del sector “Pared Este de la Aguja del Pastel”, por lo que consideramos dicha distribución la más adecuada para ajustar los datos obtenidos de ambos sectores.

**Tabla 8.1.** Resultados obtenidos mediante la aplicación del test de bondad de ajuste *Chi-cuadrado* para los años 2013 y 2014 para las diferentes distribuciones estudiadas.

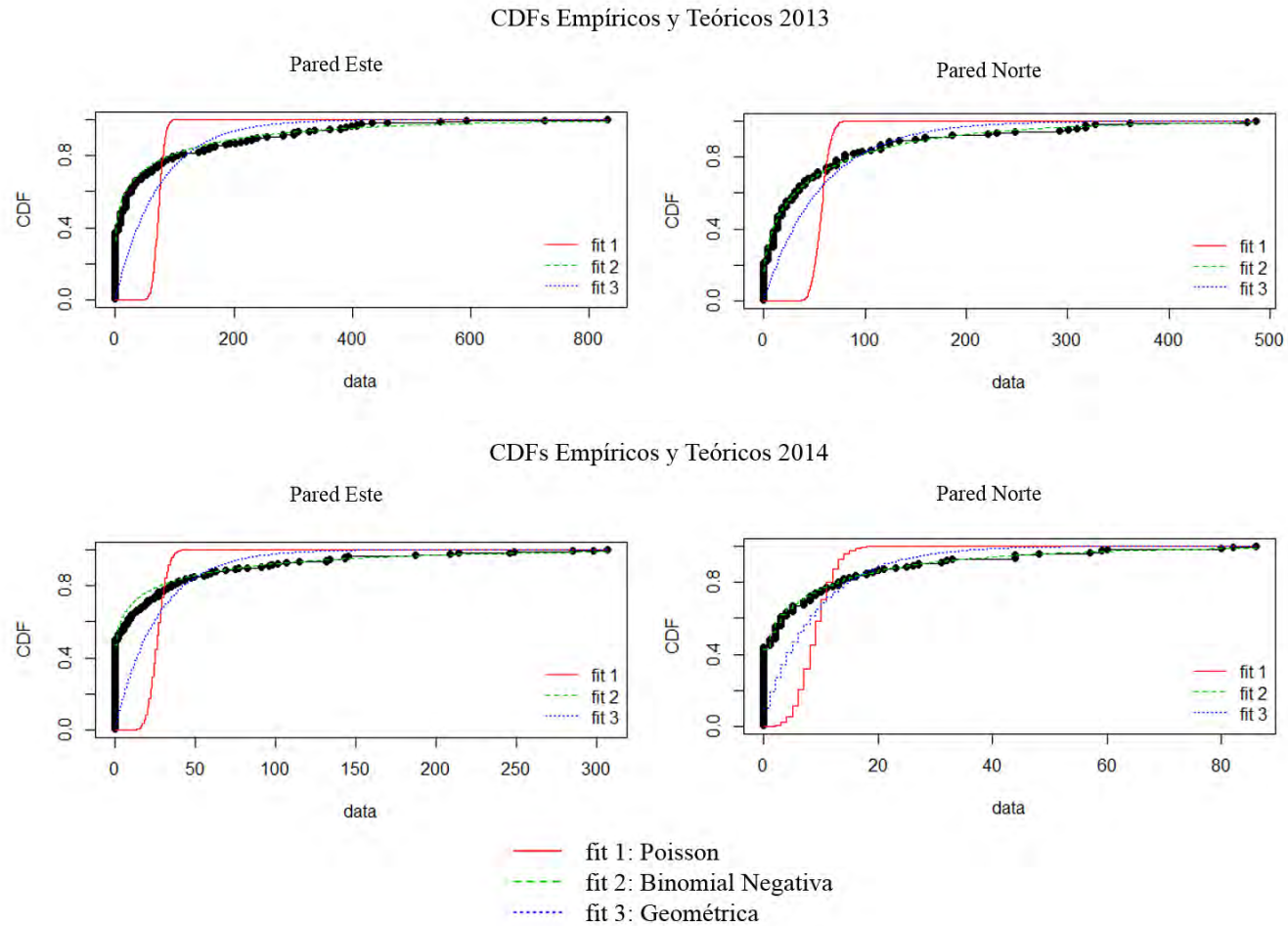
<b>2013</b>						
	<b>Pared Este</b>			<b>Pared Norte</b>		
	<b>Poisson</b>	<b>Binomial Negativa</b>	<b>Geométrica</b>	<b>Poisson</b>	<b>Binomial Negativa</b>	<b>Geométrica</b>
Estadístico <i>Chi-cuadrado</i>	-	19,0	2330,9	$3,1 \cdot 10^{25}$	11,0	336,1
Grados de libertad	7	6	7	8	7	8
<i>Chi-cuadrado p</i>	0	0,004	0	0	0,138	$8,221 \cdot 10^{-68}$
<i>Aikake's Information Criterion (AIC)</i>	38670,4	1969,4	2429,7	15730,7	1375,	1486,3
<i>Bayesian Information Criterion (BIC)</i>	38673,8	1976,2	2433,1	15733,7	1381,4	1489,3

<b>2014</b>						
	<b>Pared Este</b>			<b>Pared Norte</b>		
	<b>Poisson</b>	<b>Binomial Negativa</b>	<b>Geométrica</b>	<b>Poisson</b>	<b>Binomial Negativa</b>	<b>Geométrica</b>
Estadístico <i>Chi-cuadrado</i>	-	18,9	1430,8	-	2,9	225,0
Grados de libertad	6	5	6	6	5	6
<i>Chi-cuadrado p</i>	0	0,002	$5,312 \cdot 10^{-306}$	0	0,719	$8,822 \cdot 10^{-46}$
<i>Aikake's Information Criterion (AIC)</i>	16300,3	1475,6	1967,4	3377,1	817,0	958,6
<i>Bayesian Information Criterion (BIC)</i>	16303,0	1482,4	1970,8	3380,1	822,9	961,6

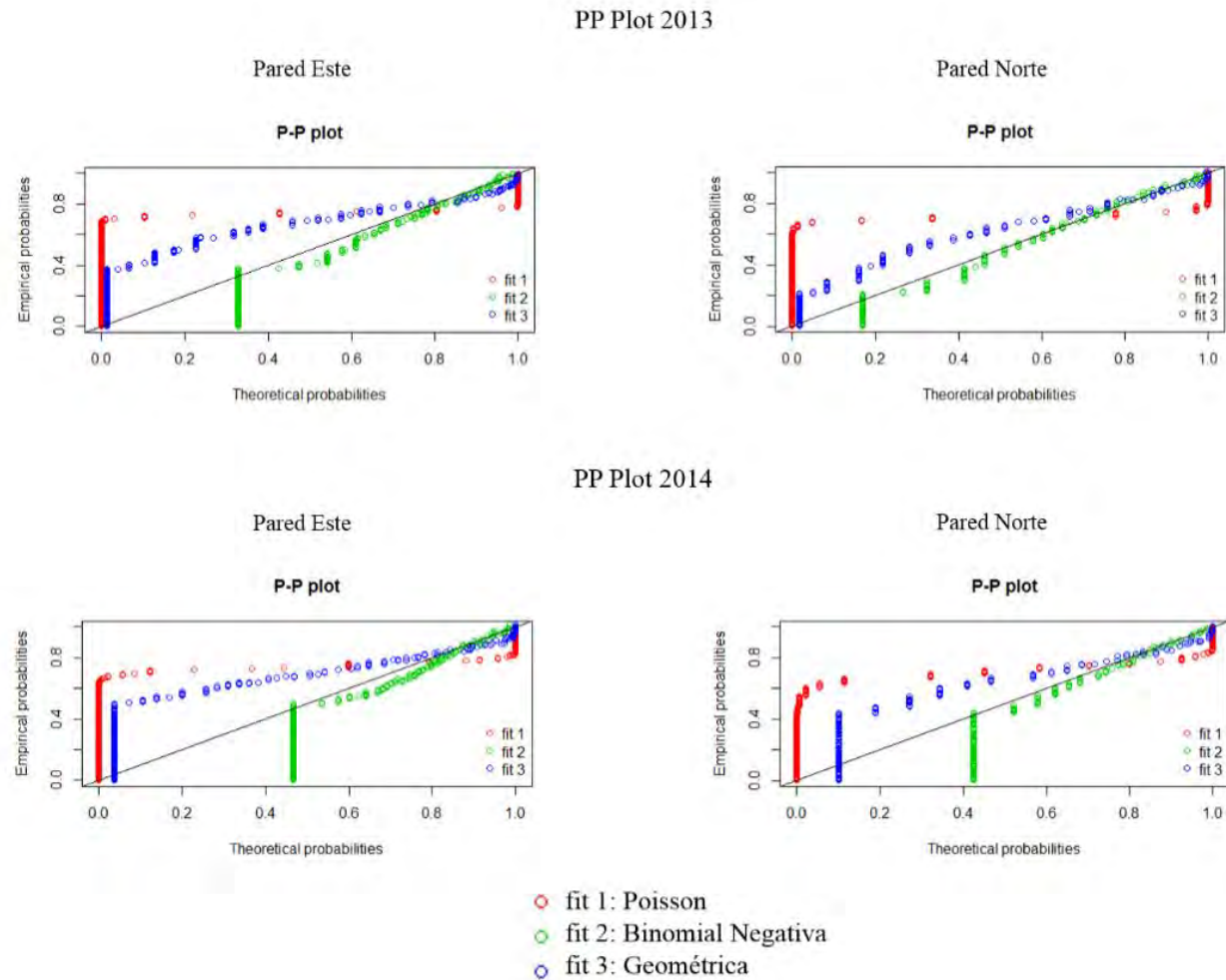
En la Figura 8.3 se muestra la función de distribución acumulada o CDF empírica y teórica para todas las distribuciones consideradas, así como para los años y sectores estudiados. Como podemos apreciar mediante el análisis gráfico, la curva teórica que se ajusta mejor a los datos observados es la que representa el modelo de distribución Binomial Negativa, coincidiendo así con el resultado obtenido mediante el test de bondad de ajuste *Chi-cuadrado*. En las Figuras 8.4 y 8.5 se representan los *PP Plot* y los *QQ Plot*, respectivamente. De nuevo, la interpretación de los gráficos avala el mejor ajuste para dicha distribución teórica.

La Figura 8.6 muestra la densidad de probabilidad cuando los datos ya se han ajustado a una función Binomial Negativa y las gráficas que representan la función de distribución acumulada (CDF) empírica y teórica para los años 2013 y 2014 en ambos sectores objeto de estudio. La estrecha relación que presenta *Primula pedemontana* con esta distribución parece ser propia de otras especies que, como ella, presentan un comportamiento espacial agregado o contagioso (García-Baquero *et al.*, 2010), ya que se tiene en cuenta el efecto de agrupamiento o aglomeración de los individuos en cada unidad muestral mediante un parámetro de dispersión. Este patrón se repite en diferentes biotipos vegetales que se desarrollan en hábitats muy distintos. Este es el caso de la mayor parte de palmeras arborescentes estudiadas en una zona de Bolivia, para las que se demostró que la probabilidad de encontrar un conspecífico de una palmera cerca de otra, era relativamente alta (Cabrera & Wallace, 2007), o el caso del cactus *Lophophora diffusa* (Croizat) Bravo en el desierto subtropical de México, donde su presencia se relaciona con el efecto nodriza que ejerce la vegetación arbustiva que también presenta distribución contagiosa en dicho ambiente (Zúñiga *et al.*, 2005).



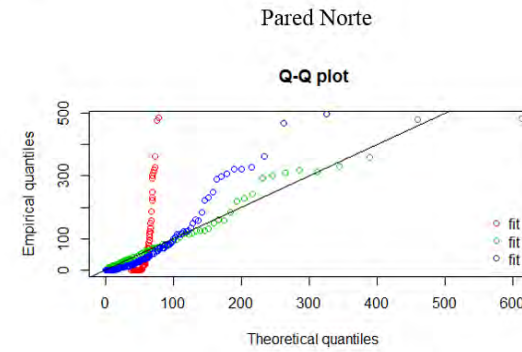
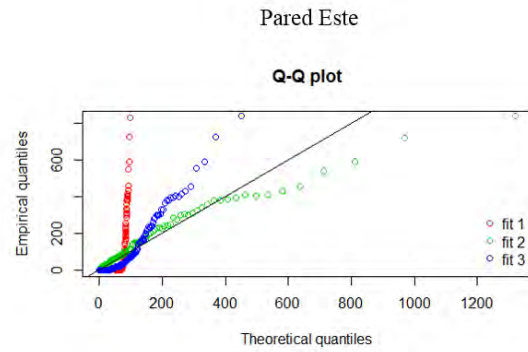
**Figura 8.3.** Función de distribución acumulada -CDF (*Cumulative Distribution Function*) empíricos y teóricos- para los años 2013 y 2014 en ambos sectores estudiados.



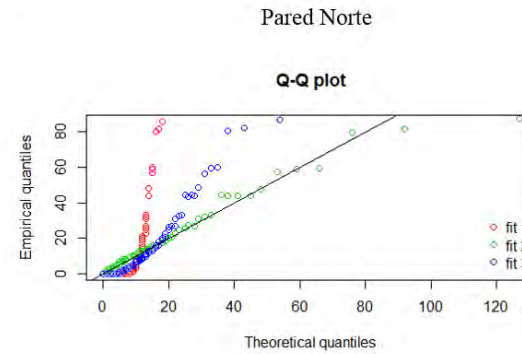
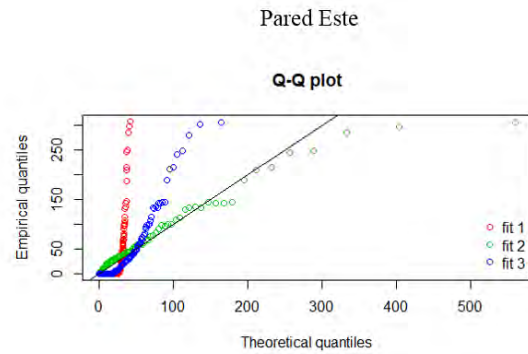


**Figura 8.4.** *PP Plot* empíricos y teóricos para los años 2013 y 2014 en ambos sectores estudiados.

QQ Plot 2013



QQ Plot 2014



- fit 1: Poisson
- fit 2: Binomial Negativa
- fit 3: Geométrica

**Figura 8.5.** *QQ Plot* empíricos y teóricos para los años 2013 y 2014 en ambos sectores estudiados.

Los resultados obtenidos de calcular los CI procedentes de los subconjuntos de datos para cada porcentaje de muestreo (5-100%) se presentan en las Figuras 8.7 y 8.8.

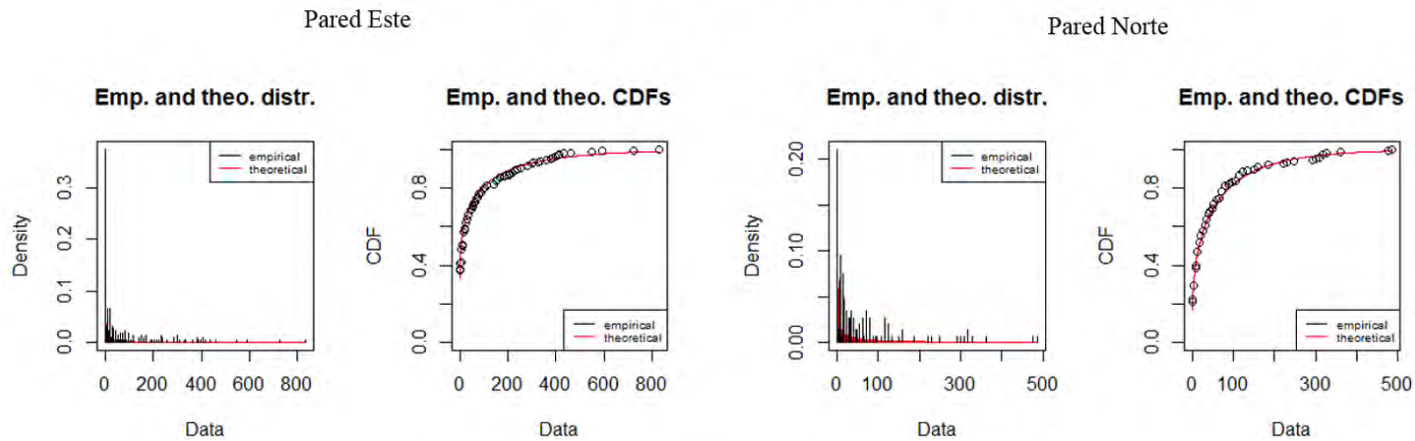
Los diagramas de caja permiten determinar de forma visual cómo los IC se reducen a medida que aumentamos el porcentaje de muestreo.

Mediante la aplicación del método propuesto, el número de cuadrículas muestreadas podría reducirse entre un 50-65%. A partir de ese porcentaje, podemos observar que los IC comienzan a estabilizarse en todos los casos y la estimación final no se vería afectada de manera considerable, por lo que la media y los IC calculados de este modo, resultarían ser datos fiables y contrastados. El esfuerzo mínimo que podríamos considerar estaría en torno al 35% de cuadrículas muestreadas y el rango recomendado, sería muestrear al menos, el 40-50% de las cuadrículas.

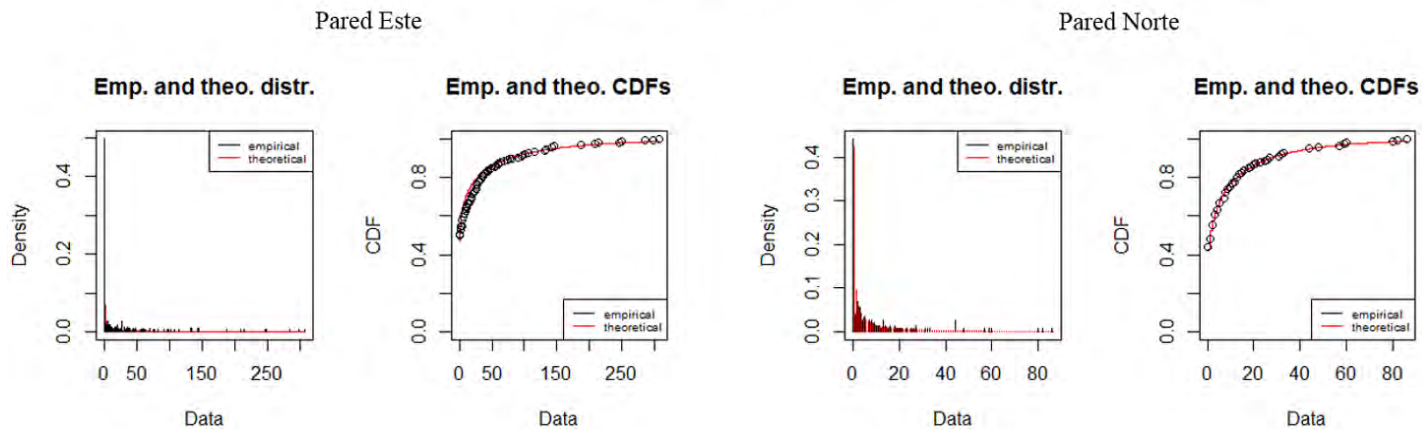
La individualización de las cuadrículas permite controlar también su oscilación en el tiempo mediante el marcaje de “parcelas permanentes” en las que poder realizar un seguimiento constante (Loayza, 2015), independientemente de si dichas parcelas aparecen señaladas al azar en un seguimiento anual.

Por su estructura, los hábitats y las especies que se asocian a roquedos y paredes verticales plantean un desafío adicional para los gestores e investigadores (Goñi *et al.*, 2006; Olea & Mateo-Tomás, 2013). La inaccesibilidad inherente a ellos ha determinado una serie de adaptaciones de los métodos habituales de censo y seguimiento como la instalación de andamios o el desarrollo de técnicas de escalada y rápel aplicados a táxones de flora vascular amenazada (García *et al.*, 2002b; Goñi *et al.*, 2006; García *et al.*, 2007). Sin embargo, debido a lo costoso en términos humanos y económicos que pueden resultar las campañas de muestreo, es necesario optimizar el método y reducir el esfuerzo mínimo requerido para cumplir con el objetivo propuesto (Pozo *et al.*, 2005). Este hecho ha promovido estudios que, como el que nos ocupa, adaptan metodologías basadas en el uso de herramientas de índole digital y relacionadas con los sistemas de teledetección y SIG (Goñi *et al.*, 2006) para reducir los recursos asociados al trabajo de campo, hecho que ha sido evaluado en términos de ahorro económico (Olea & Mateo-Tomás, 2013; Gastón *et al.*, 2014).

Densidad de probabilidad ajustada a una función Binomial Negativa y CDFs 2013

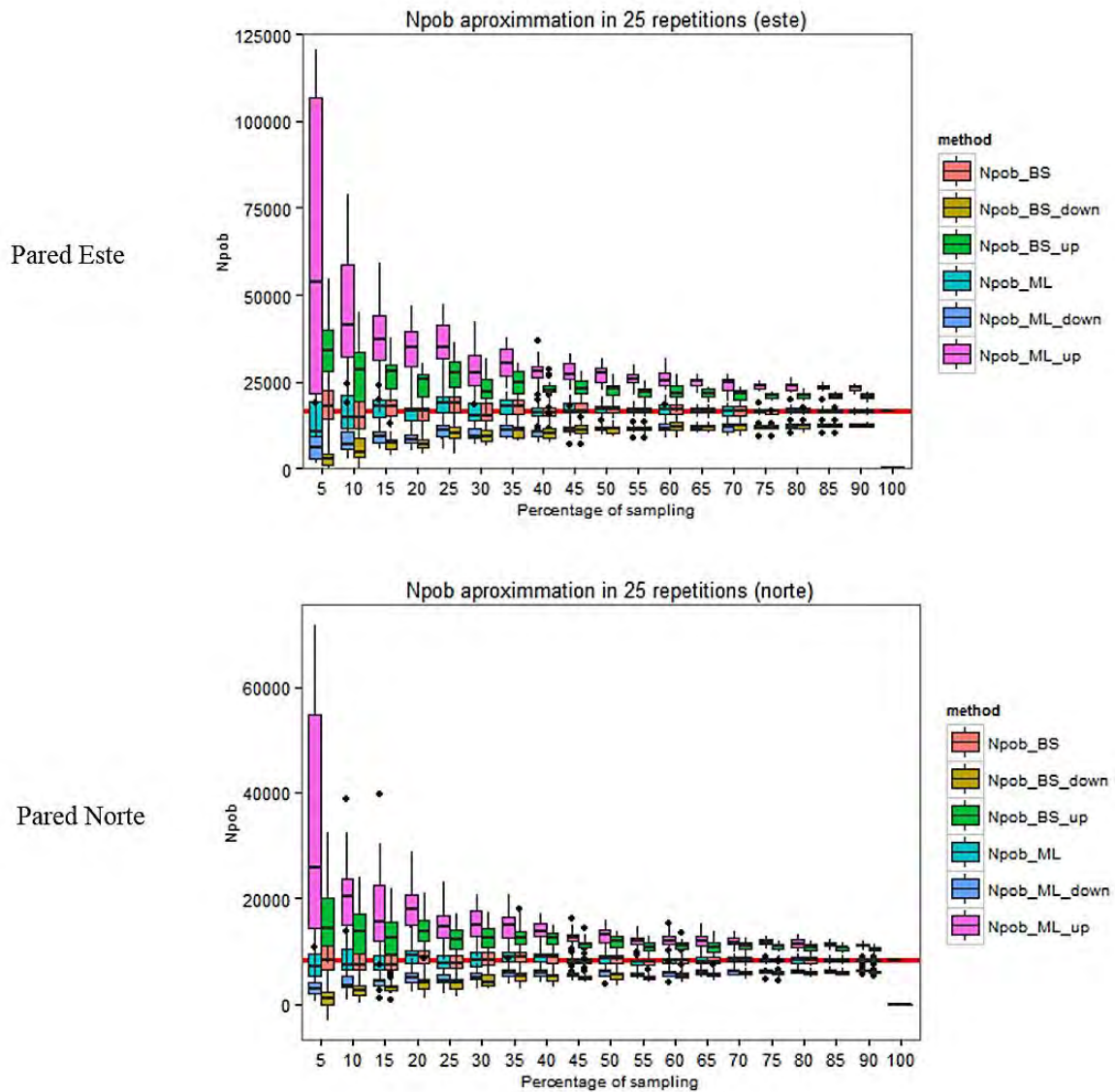


Densidad de probabilidad ajustada a una función Binomial Negativa y CDFs 2014



**Figura 8.6.** Densidad de probabilidad ajustada a una función Binomial Negativa y CDF (*Cumulative Distribution Function*) empíricos y teóricos para los años 2013 y 2014, en ambos sectores estudiados.

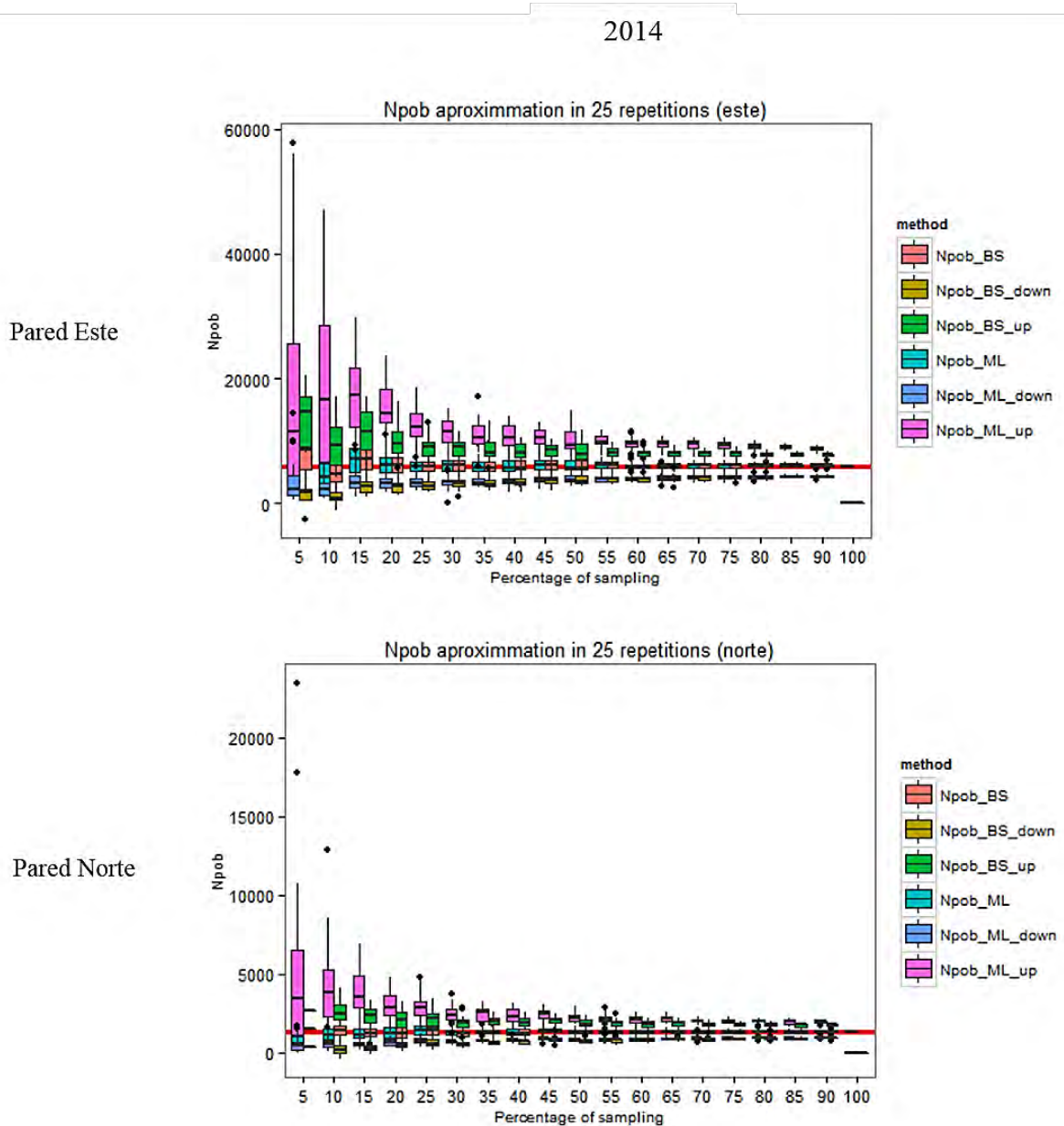
2013



**Figura 8.7.** Intervalos de Confianza (IC) calculados para cada porcentaje de muestreo aleatorio durante el año 2013. La línea roja representa el tamaño poblacional total.

El método propuesto, además de suponer una reducción de los recursos empleados en el censo, permite alta flexibilidad y capacidad de adaptación en la toma de datos. Se establece un porcentaje mínimo de unidades de muestreo que puede reducirse o aumentarse en función de las condiciones meteorológicas o del tiempo disponible, lo que permite regular el esfuerzo empleado si, por ejemplo, las condiciones meteorológicas

fuesen inadecuadas, evaluando entonces el esfuerzo empleado frente a la pérdida de precisión.

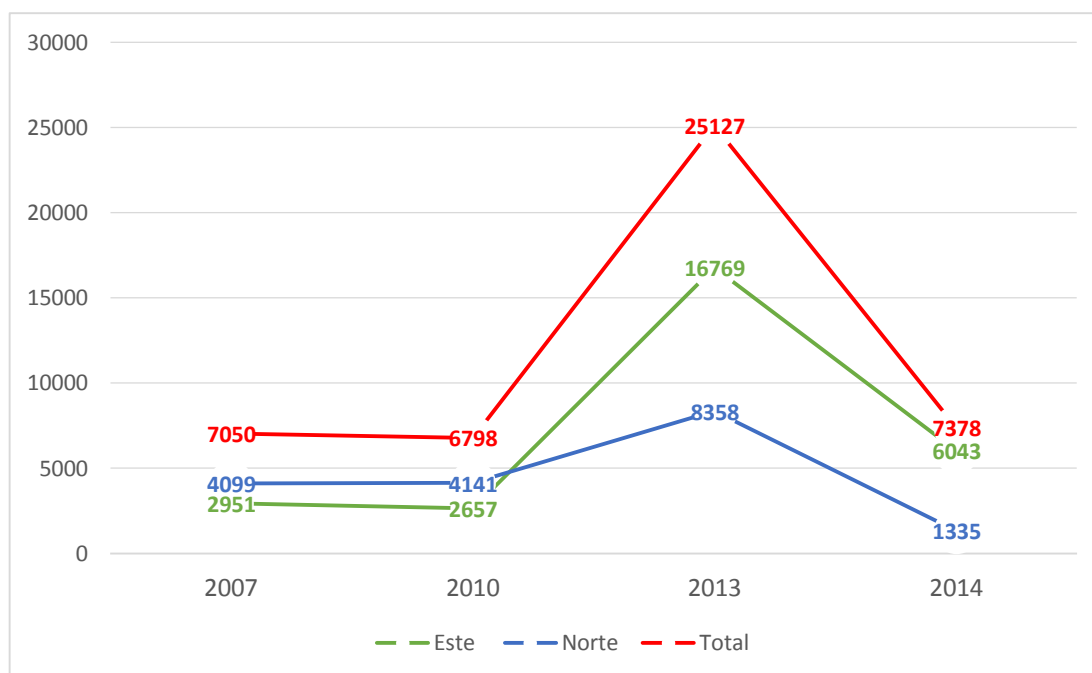


**Figura 8.8.** Intervalos de Confianza (IC) calculados para cada porcentaje de muestreo aleatorio durante el año 2014. La línea roja representa el tamaño poblacional total.

Por último se ha de tener en cuenta que para calcular las áreas reales y poder determinar valores tales como la densidad de individuos, en un futuro podrán aplicarse técnicas GIS en 3D, algunas de ellas en desarrollo como ArcGIS Pro (ESRI, 2015) que ya integran la posibilidad de crear mapas tridimensionales (aunque de momento solo se

encuentran disponibles en algunas ciudades) y que van a permitir realizar el cálculo de áreas incorporando la inclinación del terreno, corrigiendo así el efecto del relieve. Otra técnica que podría resultar de utilidad en el seguimiento de esta especie es el análisis de fotografías de alta resolución realizadas a pequeña escala por vehículos no tripulados, drones, que ya han demostrado una alta aplicabilidad en estudios relacionados con el medio natural (George *et al.*, 2006; Hardin & Hardin, 2010) y, más concretamente, en estudios de Biología de la Conservación (Sandbrook, 2015), para los que se ha consolidado como una herramienta muy eficiente y de bajo coste económico en algunas aplicaciones (Koh & Wich, 2012). Asimismo, se revelan como una potente revolución en el diseño de métodos de estudio no invasivos aplicados, por ejemplo, al seguimiento de fauna (Vermeulen *et al.*, 2013) o a la evaluación de la biodiversidad (Getzin *et al.*, 2012).

El número de individuos reproductores obtenido como resultado de los censos realizados en 2007, 2010, 2013 y 2014, tras la aplicación del factor de corrección, se representan en la Figura 8.9. El año en que se registraron mayor número de individuos maduros fue 2013, con un total de 27140 individuos, mientras que el año que menos individuos se contabilizaron fue 2010, con un total de 8808. Aunque las fluctuaciones en el número de individuos maduros (Figura 8.9) pueden estar relacionadas con diferentes factores, entre los que parece significativa la climatología de los meses previos a la floración y durante la misma, consideramos que el seguimiento anual de esta especie nos va a permitir prever su evolución y tomar medidas de conservación adecuadas, si éstas fuesen necesarias. El hecho de que haya años en los que se reporta un bajo número de individuos maduros, bien porque las plantas desarrollan menor número de escapos florales, bien porque las tormentas provocan la caída de las corolas, puede relacionarse con una reducción del éxito reproductor, debido principalmente a la biología reproductiva de estas plantas. El género *Primula* presenta distilia, polimorfismo caracterizado por la presencia de hercogamia recíproca y un sistema de autoincompatibilidad entre morfos similares (Solbrig, 1976; Bell, 1995; Taisma & Wolfgang, 2005); además, la fecundación depende en gran medida del éxito del polinizador. La caída de las corolas va a afectar a la visita de los polinizadores, que ya no pueden ser atraídos por el color violeta intenso de las mismas. El seguimiento anual del número de individuos maduros es, por tanto, un indicador del estado y la evolución de esta planta.



**Figura 8.9.** Resultado de los censos, tras aplicar el Factor de Corrección (CF) para todos los años estudiados.

#### IV. Conclusiones

El método desarrollado permite optimizar el tiempo y los recursos materiales, metodológicos y humanos empleados en la realización del censo del número de individuos maduros de la especie *Primula pedemontana* en el Macizo del Curavacas (España).

El seguimiento de los dos sectores estudiados es clave para conocer la evolución de este taxon de carácter finícola en España, acantonado en las paredes rocosas de orientaciones frescas y ambientes rezumantes. Esta información es necesaria para prever su evolución a medio-largo plazo y gestionar a tiempo las correctas medidas de conservación, si fuesen necesarias.

La realización del censo completo de las dos paredes durante los años 2013 y 2014 nos ha permitido hacer los cálculos precisos para validar el método. Conociendo de antemano el número de individuos maduros final, hemos podido comparar los resultados y calcular el tamaño muestral más reducido que podríamos estipular para obtener una medida fiable del número de individuos reproductores presentes en los sectores



estudiados, obteniendo así el esfuerzo mínimo necesario para la elaboración de los censos. Este método puede adaptarse al estudio de otras especies de requerimientos similares, aunque se recomienda la realización de, al menos, un censo completo de toda la pared.

Los resultados muestran que la función de distribución teórica que presenta un mejor ajuste con la distribución real de *P. pedemontana* en las paredes verticales es la Binomial Negativa.

La imposibilidad de acceder a zonas en las que poder contabilizar el número de individuos totales (vegetativos y juveniles), en los dos sectores censados, ha limitado el conteo al número de individuos reproductores en el momento del censo. El corto periodo de floración que presenta la planta permite prever con precisión el momento óptimo para realizar el censo, mediante un seguimiento llevado a cabo durante los días previos, que coincidiría con un rango de 3-4 días en los que ocurriría la máxima explosión en la floración.

Si consideramos una disminución del 50-65% de las cuadrículas muestreadas en el campo, con la reducción del tiempo de muestreo que ello conlleva, el método agiliza notablemente el censo, facilitando la realización de un seguimiento constante a lo largo del tiempo, sin una pérdida de precisión significativa.

El sistema propuesto permite optimizar la metodología empleada, reduciendo el esfuerzo de muestreo necesario para estimar las tendencias poblacionales de la especie disyunta *Primula pedemontana* en la subpoblación española, en la que este taxon encuentra su límite occidental y meridional.

### **Agradecimientos**

A Víctor Granda, por su colaboración en el diseño metodológico, el análisis de los datos y la revisión del manuscrito. A Alberto Rodríguez, Sonia Oreca, Tino García y David Ríos, por su ayuda en la realización de los censos.

**Anexo 8.1: Resultados individuales del censo por cuadrículas.**

**Resultados obtenidos del censo individualizado de las cuadrículas del sector  
"Pared Este de la Aguja del Pastel".  
Pared Este**

ID	Número individual de cuadrícula	Escapos florales censados		Individuos normalizados*CF	
		2013	2014	2013	2014
1	3	22	0	19	0
2	4	35	0	31	0
3	5	16	0	14	0
4	6	40	0	35	0
5	7	25	7	22	8
6	8	75	17	66	19
7	9	15	3	13	3
8	10	15	7	13	8
9	11	22	18	19	20
10	12	8	0	7	0
11	13	2	0	2	0
12	14	60	0	53	0
13	15	110	54	97	59
14	16	90	36	80	40
15	17	0	2	0	2
16	18	15	0	13	0
17	19	25	63	22	69
18	20	90	27	80	30
19	21	20	27	18	30
20	22	20	0	18	0
21	23	90	57	80	63
22	24	80	132	71	145
23	25	20	18	18	20
24	27	130	14	115	15
25	28	320	18	283	20
26	29	350	35	309	38
27	30	10	0	9	0
28	31	35	3	31	3
29	32	120	6	106	7
30	33	290	36	256	40
31	34	0	0	0	0
32	36	5	0	4	0
33	37	10	0	9	0
34	38	20	0	18	0
35	39	0	0	0	0
36	41	0	0	0	0
37	42	20	7	18	8
38	43	30	0	27	0
39	44	10	0	9	0
40	45	0	0	0	0
41	46	15	0	13	0
42	47	0	0	0	0
43	48	0	0	0	0
44	49	0	0	0	0
45	50	5	0	4	0
46	51	160	0	141	0
47	52	450	0	398	0
48	53	0	5	0	5
49	54	0	0	0	0
50	55	40	0	35	0

*Cont.*

## Pared Este

ID	Número individual de cuadrícula	Escapos florales censados		Individuos normalizados*CF	
		2013	2014	2013	2014
51	56	20	0	18	0
52	57	80	0	71	0
53	58	40	0	35	0
54	59	55	0	49	0
56	61	0	15	0	16
57	62	0	9	0	10
58	64	0	0	0	0
59	65	0	0	0	0
60	66	0	0	0	0
61	67	30	0	27	0
62	68	0	0	0	0
63	69	0	0	0	0
64	70	0	0	0	0
65	72	0	2	0	2
66	73	0	1	0	1
67	74	0	0	0	0
68	75	0	0	0	0
69	76	0	0	0	0
70	77	0	0	0	0
71	78	0	0	0	0
72	79	0	0	0	0
73	81	20	0	18	0
74	82	0	0	0	0
75	83	0	0	0	0
76	84	0	0	0	0
77	85	0	2	0	2
78	86	0	0	0	0
79	87	0	0	0	0
80	88	0	0	0	0
81	89	0	0	0	0
82	90	190	54	168	59
83	91	5	6	4	7
84	92	0	0	0	0
85	93	0	0	0	0
86	94	30	0	27	0
87	95	10	0	9	0
88	96	0	0	0	0
89	97	0	0	0	0
90	98	0	10	0	11
91	101	0	0	0	0
92	102	5	0	4	0
93	103	0	0	0	0
94	104	10	8	9	9
95	105	0	0	0	0
96	106	30	3	27	3
97	107	20	11	18	12
98	108	0	5	0	5
99	109	0	5	0	5
100	110	0	0	0	0
101	112	0	0	0	0
102	113	0	0	0	0
103	114	0	9	0	10
104	115	5	12	4	13
105	116	10	23	9	25
106	117	40	8	35	9
107	118	40	68	35	75
108	119	130	16	115	18
109	120	35	34	31	37
110	121	0	3	0	3
111	122	0	0	0	0

Cont.

## Pared Este

ID	Número individual de cuadrícula	Escapos florales censados		Individuos normalizados*CF	
		2013	2014	2013	2014
112	124	0	0	0	0
113	125	0	0	0	0
114	126	10	0	9	0
116	128	70	18	62	20
117	129	30	0	27	0
118	130	220	0	194	0
119	131	250	88	221	97
120	132	60	20	53	22
121	133	85	0	75	0
122	134	5	0	4	0
123	135	0	0	0	0
124	136	0	25	0	27
125	137	110	0	97	0
126	138	430	25	380	27
127	139	270	30	239	33
128	140	670	0	592	0
129	141	940	122	831	134
130	142	820	83	725	91
131	143	170	63	150	69
132	144	0	130	0	143
133	145	0	0	0	0
134	147	0	0	0	0
135	148	0	0	0	0
136	149	490	15	433	16
137	150	260	120	230	132
138	151	620	20	548	22
139	152	340	224	301	246
140	153	230	45	203	49
141	154	65	10	57	11
142	155	15	6	13	7
143	156	0	8	0	9
144	157	0	0	0	0
145	158	0	4	0	4
146	159	340	6	301	7
147	160	260	16	230	18
148	161	190	40	168	44
149	162	460	190	407	209
150	163	190	271	168	298
151	164	10	260	9	285
152	165	10	30	9	33
153	167	0	0	0	0
154	168	0	32	0	35
155	169	170	2	150	2
156	170	170	89	150	98
157	171	370	45	327	49
158	172	340	87	301	96
159	173	240	280	212	307
160	174	10	97	9	107
161	175	0	0	0	0
162	176	0	0	0	0
163	177	130	25	115	27
164	178	380	105	336	115
165	179	440	25	389	27
166	180	110	132	97	145
167	181	260	70	230	77
168	182	20	12	18	13
169	183	0	0	0	0
170	184	20	0	18	0

*Cont.*

## Pared Este

ID	Número individual de cuadrícula	Escapos florales censados		Individuos normalizados*CF	
		2013	2014	2013	2014
171	185	180	0	159	0
172	186	0	0	0	0
173	187	30	0	27	0
174	188	210	50	186	55
175	189	50	15	44	16
176	191	0	0	0	0
177	192	0	0	0	0
178	193	20	0	18	0
179	194	0	0	0	0
180	195	10	0	9	0
181	196	430	32	380	35
182	197	70	52	62	57
183	198	0	16	0	18
184	199	0	0	0	0
185	200	0	0	0	0
186	201	20	0	18	0
187	202	80	13	71	14
188	203	0	0	0	0
189	204	470	0	415	0
190	205	320	227	283	249
191	206	10	2	9	2
192	207	0	0	0	0
193	208	40	25	35	27
194	209	100	32	88	35
195	210	20	9	18	10
196	211	0	0	0	0
197	212	460	75	407	82
198	213	70	55	62	60
199	215	180	0	159	0
200	216	70	35	62	38
201	217	10	39	9	43
202	218	520	195	460	214
203	219	60	43	53	47
204	221	90	0	80	0
205	222	80	92	71	101
206	223	0	5	0	5
207	224	270	122	239	134
208	225	20	1	18	1
209	227	0	0	0	0
210	228	410	130	362	143
211	229	0	0	0	0
212	230	50	5	44	5
213	231	0	0	0	0
214	234	0	0	0	0
215	235	0	27	0	30
216	236	0	0	0	0
217	237	30	22	27	24
218	238	0	0	0	0
219	240	10	25	9	27
220	241	10	0	9	0
221	242	50	170	44	187
222	243	110	120	97	132
223	244	5	5	4	5
224	246	0	0	0	0
225	247	160	0	141	0
226	248	20	29	18	32
227	249	50	23	44	25
228	250	50	7	44	8
229	251	0	0	0	0
<b>TOTAL</b>		<b>18970</b>	<b>5504</b>	<b>16769</b>	<b>6043</b>

**Resultados obtenidos del censo individualizado de las cuadrículas del sector  
"Pared Norte de la Aguja del Pastel".  
Pared Norte**

ID	Número individual de cuadrícula	Escapos florales censados		Individuos normalizados*CF	
		2013	2014	2013	2014
1	1	260	52	230	57
2	2	0	0	0	0
3	3	5	0	4	0
4	4	10	55	9	60
5	5	550	29	486	32
6	6	410	3	362	3
7	7	35	2	31	2
8	10	0	13	0	14
9	11	0	19	0	21
10	12	330	0	292	0
11	13	25	3	22	3
12	14	10	0	9	0
13	16	30	1	27	1
14	17	0	3	0	3
15	18	10	0	9	0
16	19	50	40	44	44
17	20	140	16	124	18
18	21	80	4	71	4
19	22	70	0	62	0
20	24	140	25	124	27
21	25	50	0	44	0
22	26	0	1	0	1
23	27	5	0	4	0
24	28	60	40	53	44
25	29	15	5	13	5
26	30	10	5	9	5
27	31	45	0	40	0
28	34	0	0	0	0
29	35	120	0	106	0
30	36	5	17	4	19
31	37	15	0	13	0
32	38	0	12	0	13
33	39	55	13	49	14
34	40	35	12	31	13
35	41	10	0	9	0
36	42	5	0	4	0
37	44	0	1	0	1
38	45	0	3	0	3
39	46	25	2	22	2
40	47	70	0	62	0
41	48	15	0	13	0
42	49	45	40	40	44
43	50	0	0	0	0
44	51	15	0	13	0
45	52	15	2	13	2
46	53	0	8	0	9
47	55	0	0	0	0
48	56	20	3	18	3
49	57	0	0	0	0
50	58	20	0	18	0
51	59	80	0	71	0
52	60	10	1	9	1
53	61	80	73	71	80
54	62	0	7	0	8
55	63	0	4	0	4

*Cont.*

Pared Norte					
ID	Número individual de cuadrícula	Escapos florales censados		Individuos normalizados*CF	
		2013	2014	2013	2014
56	64	20	2	18	2
57	65	35	2	31	2
58	67	0	0	0	0
59	68	15	3	13	3
60	69	10	0	9	0
61	70	90	78	80	86
62	71	180	0	159	0
63	72	2	0	2	0
64	73	70	24	62	26
65	74	0	0	0	0
66	75	15	3	13	3
67	76	150	28	133	31
68	77	20	0	18	0
69	78	80	23	71	25
70	79	90	0	80	0
71	80	280	40	248	44
72	81	45	5	40	5
73	82	10	0	9	0
74	83	250	12	221	13
75	84	10	10	9	11
76	85	2	9	2	10
77	86	0	2	0	2
78	87	4	0	4	0
79	88	140	44	124	48
80	89	60	0	53	0
81	90	350	18	309	20
82	91	40	0	35	0
83	92	130	0	115	0
84	93	340	75	301	82
85	94	25	7	22	8
86	95	0	15	0	16
87	96	75	14	66	15
88	98	370	2	327	2
89	99	10	11	9	12
90	100	360	12	318	13
91	101	90	6	80	7
92	102	40	0	35	0
93	103	170	6	150	7
94	104	10	7	9	8
95	105	25	30	22	33
96	106	110	2	97	2
97	108	70	0	62	0
98	109	80	0	71	0
99	110	540	54	477	59
100	111	15	0	13	0
101	112	0	0	0	0
102	113	180	8	159	9
103	114	20	0	18	0
104	115	35	0	31	0
105	116	15	0	13	0
106	118	0	0	0	0
107	119	0	0	0	0
108	120	360	25	318	27
109	121	130	5	115	5
110	122	0	1	0	1
111	123	130	5	115	5
112	124	55	1	49	1
113	125	12	0	11	0

*Cont.*

<b>Pared Norte</b>					
<b>ID</b>	<b>Número individual de cuadrícula</b>	<b>Escapos florales censados</b>		<b>Individuos normalizados*CF</b>	
		<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>
114	126	0	0	0	0
115	129	0	0	0	0
116	130	130	6	115	7
117	131	40	7	35	8
118	132	0	0	0	0
119	133	105	4	93	4
120	134	30	0	27	0
121	135	5	3	4	3
122	136	25	2	22	2
123	140	210	0	186	0
124	141	10	0	9	0
125	142	0	0	0	0
126	143	40	15	35	16
127	144	100	0	88	0
128	145	5	9	4	10
129	146	20	6	18	7
130	149	60	8	53	9
131	150	30	0	27	0
132	151	0	0	0	0
133	152	45	4	40	4
134	153	15	21	13	23
135	154	40	10	35	11
136	155	0	2	0	2
137	156	5	0	4	0
138	157	0	0	0	0
139	158	5	0	4	0
140	159	90	0	80	0
141	160	20	16	18	18
142	161	30	0	27	0
143	163	15	0	13	0
144	164	5	0	4	0
145	165	0	0	0	0
146	170	10	0	9	0
147	171	10	0	9	0
	<b>TOTAL</b>	9455	1216	8358	1335



# Capítulo 9

Resultados, discusión  
y conclusiones  
generales



## CAPÍTULO 9

### Resultados, discusión y conclusiones generales

#### I. Resumen y discusión de los resultados

Teniendo en cuenta los criterios y categorías propuestos por la IUCN (IUCN, 2001; 2003; 2012*a,b*), así como la documentación aportada en el presente trabajo, se ha revisado el estado de conservación y se han propuesto categorías de amenaza para ocho de los táxones objeto de estudio. Para la asignación de las categorías IUCN, así como para ampliar la información disponible sobre dichos táxones, de manera previa a la asignación de las categorías, se ha propuesto el uso y la adaptación de una serie de técnicas y herramientas de índole digital y analógica, en algunos casos de manera individual y, en otros casos, combinadas.

Estos métodos han resultado muy útiles por ser respetuosos y de carácter no invasivo, mostrar alta eficiencia en la resolución de problemas y generar información de alta calidad que puede ser procesada posteriormente. Su utilización permite programar eficientemente el trabajo de campo, mejorar el análisis de los datos y la interpretación de los resultados que, además, pueden ser la base de las decisiones de gestores y expertos. Su eficiencia en la gestión de los recursos humanos y materiales, que se traduce en un ahorro en términos económicos (Koh & Wich, 2012; Olea & Mateo-Tomás, 2013; Gastón *et al.*, 2014), impulsa su creciente aplicabilidad y su continuo desarrollo.

Se ha discutido la protección asignada a cada taxon evaluado, considerando así el papel de las administraciones competentes y haciendo hincapié en la responsabilidad regional, ya que es el primer nivel administrativo que debe tomar decisiones

trascendentales en la conservación de la biodiversidad. Por ello, se han desarrollado métodos de asignación de criterios que son aplicables a todos los niveles administrativos, precisando que la utilización de los criterios IUCN a escala nacional puede limitar la capacidad de priorización de plantas vasculares de interés para la conservación a una escala local (Jiménez-Alfaro, 2008).

Destacar por último, el importante papel que tienen en la sociedad algunos táxones amenazados, ejemplos actuales de la importancia de la ciencia -más concretamente la Botánica y la Biología de la Conservación - para la sociedad. En este sentido, incidimos en el valor de existencia de algunas de las especies estudiadas que fácilmente es entendido y aceptado por la sociedad. *Ephedra distachya* subsp. *distachya* tiene utilidad desde el punto de vista medicinal; de ella se obtienen diferentes principios activos utilizados por la industria farmacéutica, entre los que destacan los alcaloides efedrina y pseudoefedrina, utilizados como antiasmáticos, antitusígenos e hipertensores. Recientes investigaciones ponen de manifiesto la importancia de *Echium cantabricum* en la búsqueda de nuevos recursos: Guil-Guerrero *et al.* (2014), investigando alternativas para la comercialización de ácidos grasos poliinsaturados, determinan que el aceite obtenido de las núculas de *E. cantabricum* posee un alto contenido en ácido estearidónico (SDA), presentando porcentajes mayores que otros aceites procedentes de especies de áreas restringidas también de la familia *Boraginaceae*. Sin embargo, tratándose de táxones raros, amenazados o endémicos, cualquier actuación que pueda afectarles ha de controlarse de manera que, en ningún caso, se comprometa su conservación. Es necesario controlar prácticas que, lejos de desarrollar estudios supervisados por expertos, pretendan utilizar las especies amenazadas con fines lucrativos o pseudocientíficos, como es el caso de los preparados homeopáticos generados a partir de *Petrocoptis viscosa* (Ramos Alija, 2014) que lejos de suponer un valor para la sociedad, comprometen la población de esta especie y cuestionan el método científico.

En el **Capítulo 3** se propone la revisión de la categoría de amenaza para *Sideritis borgiae*, categoría que se corresponde con su estatus regional, nacional y global, puesto que se trata de un endemismo de las provincias de León y Palencia.

En este trabajo se presentan los primeros resultados obtenidos para su catalogación IUCN mediante el uso del programa RAMAS Red List Professional. Para ello, se realiza una revisión bibliográfica exhaustiva desde los puntos de vista

taxonómico, corológico, biológico, ecológico y de conservación, además de aportar datos propios. El estudio se completa con la recopilación de los factores de amenazas reales y potenciales.

La categoría IUCN más adecuada para este taxon es “*Vulnerable*” (VU -*Vulnerable*-), bajo los criterios B1ab(i,ii)+2ab(i,ii), relacionados con su reducida extensión geográfica, una disminución de la misma, así como el bajo número de localidades conocidas.

Debido a la controversia existente en la nomenclatura correcta aplicable a este taxon, que ha sido incluido en diversas combinaciones, antes de asignar una categoría de amenaza y con el objetivo de esclarecer nuestra posición al respecto, se revisó el material disponible en diferentes herbarios. El estudio de determinados caracteres taxonómicos y del hábitat, nos ha hecho decantarnos por incluir las subpoblaciones de las montañas de León bajo el nombre *Sideritis borgiae*, reconociendo el nivel específico para este material y separándolo de los individuos de Asturias y Gredos. Tras la revisión de Flora ibérica, en la que todas las subpoblaciones se incluyeron en la variabilidad de *S. lurida* (Morales, 2010), otros autores apoyan también la independencia de dichas estirpes (Egido *et al.*, 2010; 2012b) siguiendo la propuesta de Obón & Ribera (1994), en la que *S. lurida* se separa como especie independiente y *S. borgiae* englobaría a nivel subespecífico las subpoblaciones de Gredos (*S. borgiae* subsp. *relegata*) y las de León (*S. borgiae* subsp. *borgiae*). Esta combinación, sin embargo, no afectaría al estatus del taxon evaluado, más que en lo relativo al aumento de su extensión geográfica, que se vería ampliada hacia el W, hasta Sosas de Laciana [Villablino, León (Egido *et al.*, 2012b)] y al número de localidades que, en cualquier caso, no llegarían a 10, por lo que el taxon seguiría cumpliendo los criterios y subcriterios necesarios para incluirlo en la categoría IUCN propuesta. Consideramos que es necesario esclarecer las relaciones filogenéticas entre dichos táxones, apoyándose en estudios moleculares, con el objetivo de resolver el polémico esquema taxonómico actual, lo que determinaría su posible inclusión en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial o en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2011).

El mayor riesgo de amenaza identificado para este taxon lo constituyen las actuaciones de eliminación de matorrales (por desbroce o quema) para favorecer el pasto, ya que afectan a los hábitats óptimos para la especie. Se propone, además, su

reconsideración en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), cambiando su protección “*De atención preferente*” a “*Vulnerable*”, categoría en la que se incluyen aquellas especies que corren el riesgo de pasar a categorías de mayor amenaza en un futuro inmediato, si los factores adversos que actúan sobre ellas no son corregidos. El cambio de protección se justifica no solo por los resultados obtenidos para su catalogación bajo criterios IUCN, sino también porque al tratarse de un taxon endémico de Castilla y León, la responsabilidad de su conservación corresponde únicamente a esta comunidad autónoma. La responsabilidad territorial ya ha sido valorada para este taxon en el territorio de estudio, donde se incluye entre una de las 20 especies prioritarias para su conservación (Llamas *et al.*, 2009).

La ventaja que ha supuesto la utilización del programa Ramas Red List Professional como base para una asignación objetiva de la categoría de amenaza, se ha relacionado con su objetividad y con la capacidad para incorporar la incertidumbre asociada a los datos. Esta herramienta puede utilizarse como base para el diseño de estrategias de conservación y gestión de las administraciones tanto nacionales como regionales y genera resultados comparables entre táxones y para un mismo taxon en el tiempo.

- En el **Capítulo 4** se desarrolla un método para calcular, de manera objetiva, la actitud del evaluador frente a la incertidumbre asociada a los datos introducidos en el proceso de evaluación de un determinado taxon. Este parámetro se incluye como “*Risk Tolerance*” (RT) en el software Ramas Red List Professional. Para comprobar el método propuesto se ha determinado la categoría de amenaza de 5 táxones de preferencias gipsícolas que se encuentran incluidos en el Catálogo de Flora Amenazada de Castilla y León. En base a la interpretación de los resultados obtenidos tras la aplicación de la metodología propuesta, se determina que:

- El valor de RT más bajo, que supone una actitud precavida por parte del evaluador, se obtuvo para *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum*, endemismo de distribución restringida solo presente en las provincias de Palencia y Valladolid, con un RT de 0,16, seguido de *Nepeta hispanica*, con un RT de 0,25. El valor más alto de RT se obtuvo para las especies *Moricandia moricandioides* subsp. *moricandioides* y *Ephedra distachya* subsp. *distachya*, las de mayor distribución geográfica.

- Las posibles categorías IUCN que el programa determinó para el endemismo ibero-norteafricano *Astragalus turolensis* en Castilla y León, considerando el valor de RT obtenido de 0,66 fueron: “*En Peligro*” (EN -*Endangered*-), “*Vulnerable*” (VU -*Vulnerable*-), “*Casi Amenazada*” (NT -*Near Threatened*-) y “*Preocupación Menor*” (LC -*Least Concern*-). La categoría más probable considerada por el Ramas Red List fue “*Casi Amenazada*” (NT -*Near Threatened*-) por su proximidad a cumplir el criterio D, coincidiendo así con la propuesta de Paz Canuria *et al.* (2010a), que ya señalan el hecho de que no satisfaga ninguno de los criterios A-E, aunque se encuentre en una situación próxima a cumplirlos. El mismo rango de categorías fue asignado cuando se consideró un RT de 0,5 (valor que por defecto incorpora el programa) aunque el sistema no fue capaz de discernir la categoría principal de entre las tres posibles. El RT, en este caso, resultó determinante para establecer el estatus más adecuado. Se considera conveniente la protección asignada por el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), en el que aparece como “*De atención preferente*”, suficiente para garantizar su conservación a nivel regional, ya que la planta no cumple los requisitos necesarios para adjudicarle una protección mayor.

- El rango de categorías de amenaza IUCN a nivel regional, obtenidas con el uso del software RAMAS Red List, para *Ephedra distachya* subsp. *distachya*, cuando se usó el RT calculado de 0,25 fue: “*Vulnerable*” (VU -*Vulnerable*-), “*Casi Amenazada*” (NT -*Near Threatened*-) y “*Preocupación menor*” (LC -*Least Concern*-). Dicho rango incluye la categoría “*Vulnerable*” (VU -*Vulnerable*-) propuesta por Sánchez Agudo *et al.* (2010), sin embargo, la categoría principal considerada por el software fue “*Casi Amenazada*” (NT -*Near Threatened*-) por su proximidad a cumplir el criterio D. Al rango de categorías anterior se añadió una más: “*En Peligro*” (EN -*Endangered*-) cuando se consideró un valor de RT de 0,5, que es el asignado por defecto. En este caso, el programa presentó un resultado más restrictivo cuando este parámetro se calculó de forma objetiva. Esta especie se encuentra incluida en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León bajo la categoría “*De atención preferente*” (BOCYL, 2007), protección que es coherente con los resultados obtenidos y que

garantiza que la administración regional tenga que comprometerse para asegurar su estado de conservación favorable.

- La categoría principal de amenaza IUCN para *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* cuando se aplicó el RT obtenido de 0,16 fue “*En Peligro*” (EN -*Endangered*-) bajo el criterio B -B1b(i,ii,iii,iv,v)c(iii,iv)+2b(i,ii,iii,iv,v)c(iii,iv)-. El rango incluyó además las categorías “*Vulnerable*” (VU -*Vulnerable*-), “*Casi Amenazada*” (NT -*Near Threatened*-) y “*Preocupación menor*” (LC -*Least Concern*-). Este resultado se basa, principalmente, en la reducida distribución geográfica del taxon. La actitud del evaluador, en este caso precavida, dio como resultado una categoría de mayor amenaza que la de “*Vulnerable*” (VU D2), propuesta por Delgado *et al.* (2010b) y difiere más aún de la categoría “*Casi Amenazada*” (NT -*Near Threatened*-) designada por el software cuando se consideró un RT de 0,5. Por su singularidad, rareza y endemidad, que limitan su distribución a unas pocas localidades en los afloramientos yesosos del valle del Cerrato, territorios adscritos íntegramente en la comunidad autónoma de Castilla y León, se propone que, en este caso, la administración, considerando así su responsabilidad, se plantee un posible cambio en la protección regional de este taxon, que actualmente se incluye bajo la categoría “*De atención preferente*” en el Catálogo de Flora Protegida (BOCYL, 2007), para incluirlo en una figura de mayor protección (“*En peligro de extinción*” o “*Sensibles a la alteración de su hábitat*”). Pese a su condición de endemismo de distribución restringida, con una Extensión de Presencia y un Área de Ocupación reducidas, se ha omitido en diferentes listados de flora amenazada (Llamas *et al.*, 2003a; Bañares *et al.*, 2008,2010; Moreno Saiz, 2008) y, por tanto, no ha sido evaluada bajo los criterios IUCN. La asignación de su categoría de amenaza se presenta tanto a nivel regional como nacional.

- La categoría IUCN obtenida como resultado de la evaluación regional del endemismo ibérico *Moricandia moricandioides* subsp. *moriciandioides* en Castilla y León, cuando se aplicó el RT obtenido de 0,75, fue “*Preocupación Menor*” (LC -*Least Concern*-), coincidiendo con la asignada para un RT intermedio de 0,5. Este resultado no difiere de manera significativa de la propuesta de “*Casi Amenazada*” (NT -*Near Threatened*-) de Paz Canuria *et al.* (2010b) ,



autores que especifican que la planta no satisface ninguno de los criterios A-E, aunque se encuentre próxima a ello. Se considera adecuada su adscripción bajo la categoría “*De atención preferente*” en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León (BOCYL, 2007), dado que esta protección parece ser suficiente para garantizar su estado de conservación favorable en dicha comunidad autónoma.

- Las categorías de amenaza IUCN resultado de la evaluación de *Nepeta hispanica* en la comunidad autónoma de Castilla y León cuando se aplicó el RT calculado de 0,25 fueron: “*En Peligro*” (EN -*Endangered*-) y “*Vulnerable*” (VU -*Vulnerable*-), incluyendo la categoría propuesta por Paz Canuria *et al.* (2010c). La categoría más probable señalada por el programa Ramas Red List Professional fue “*En Peligro*” (EN -*Endangered*-) bajo los criterios B1bc(iv)+2bc(iv), además del criterio D2, basados en unas reducidas EOO y AOO. El rango obtenido fue el mismo cuando se aplicó un RT de 0,5; sin embargo, el programa solo es capaz de definir el criterio D. El programa de nuevo fue más específico cuando el RT se calculó de manera objetiva. En relación a su regulación, se aconseja que, la administración regional, considerando así su responsabilidad, se plantee un posible cambio en la categoría asignada (BOCYL, 2007), actualmente “*De atención preferente*”, a otra de mayor protección (“*En peligro de extinción*” o “*Sensibles a la alteración de su hábitat*”).

En el caso de *Astragalus turolensis*, el cálculo del RT permitió discernir la categoría principal entre el rango de categorías resultantes. El cálculo objetivo del RT para la evaluación de *Ephedra distachya* subsp. *distachya*, eliminó una de las posibles categorías de amenaza, mostrándose entonces un resultado más restrictivo. Para *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum*, el software determinó una mayor amenaza cuando el valor del RT se calculó de manera objetiva, resultado más acorde con lo expuesto por otros autores Delgado *et al.* (2010b), que el obtenido cuando se incluyó el valor del RT asignado por defecto. En el caso de *Moricandia moricandioides* subsp. *moricandioides*, el rango de categorías asignado fue el mismo para los dos valores de RT. El programa, de nuevo, fue más específico definiendo los criterios de amenaza cuando este valor se calculó de manera objetiva para *Nepeta hispanica*.

El uso del software Ramas Red List Professional se complementa con el método propuesto en este capítulo para calcular el parámetro “*Risk Tolerance*” (RT), que permite establecer de una forma objetiva la actitud del evaluador, justificando, de esta manera, la posición de los gestores e investigadores frente a la incertidumbre asociada al conocimiento de cada taxon. El método se basa en una ponderación de criterios relativos a la vulnerabilidad del hábitat [en relación a su inclusión en la directiva 92/43/CEE (DOCE, 1992)]; a la vulnerabilidad intrínseca del taxon estudiado o a su biología (fenómenos ligados a endogamia, dificultades en la reproducción, etc.); las afecciones consideradas para cada taxon (documentadas o inferidas); su distribución, entendida como grado de endemidad; su proporción de hábitat dentro del límite territorial para el que se desarrolla la evaluación y la singularidad biogeográfica del taxon, a nivel de sector.

En todos los casos, el cálculo objetivo del RT propuesto en este trabajo fue más restrictivo en el cálculo de los resultados en la evaluación de táxones amenazados bajo condiciones de incertidumbre cuando la categoría se asignó con el programa Ramas Red List Professional. El método permite justificar el papel del evaluador cuando se incorpora la incertidumbre de los datos, ya que su actitud ante el riesgo puede influir de manera significativa en los resultados, como ya se ha observado en otros estudios (Hatter *et al.*, 2004; Romeiras *et al.*, 2015). Este cálculo pretende garantizar la mayor objetividad y transparencia en el proceso de catalogación, evitando así las negligencias tales como opiniones y preferencias personales (Wilhere, 2012).

Esta metodología puede ser aplicada, además, al establecimiento de prioridades de conservación en un territorio, teniendo en cuenta la categoría de amenaza asignada por el programa y que un menor RT se relaciona con una mayor prioridad de conservación. El cálculo del RT se pondera mediante criterios que se integran en la triada recomendada por Domínguez *et al.* (2003) para desarrollar una política de protección coherente: la especificidad del hábitat, la originalidad (desde un punto de vista geográfico) y la fragilidad (relacionada con el riesgo, así como con el nivel de protección). La eficacia del sistema se ha testado con táxones que ocupan hábitats semejantes y tienen extensiones geográficas similares dentro

del territorio en el que se van a evaluar y, sin embargo, divergen mucho en su extensión fuera de los límites administrativos considerados, hecho que ha de tenerse en cuenta para asignar una categoría de amenaza regional (IUCN, 2012b) y que se refleja en el valor final del RT. Los resultados obtenidos en la categorización y/o priorización, no obstante, han de ser interpretados por los expertos, de acuerdo con lo expuesto por Jiménez-Alfaro (2008).

En el **Capítulo 5** se exploró el uso de Modelos de Distribución de Especies (SDM) orientados a jerarquizar la búsqueda de nuevas localidades de flora rara, amenazada o endémica y se analizó la incorporación de variables bioclimáticas y biogeográficas en su funcionamiento. El método se probó con cinco especies recogidas en el Catálogo de Flora Amenazada de Castilla y León (BOCYL, 2007): *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, *Echium cantabricum*, *Fritillaria legionensis*, *Lathraea squamaria* y *Petrocoptis viscosa*.

Los SDM se obtuvieron mediante el uso del programa Maxent (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008), con el que se generaron mapas de aptitud del hábitat, basados en los registros de presencia de las diferentes especies estudiadas y en variables ambientales biogeográficas (nivel de sector biogeográfico), bioclimáticas cualitativas (termotipo y ombrotipo), bioclimáticas y climáticas cuantitativas (índice de continentalidad -Ic-, índice de termicidad -It-, precipitación estival -Ps-, temperatura estival -Ts-, *degree-day* de junio a septiembre -GDD- y el índice de evapotranspiración potencial mensual de Thornthwaite (PE) para el mes de agosto), topográficas (Modelo Digital del Terreno -MDT-, radiación solar, orientación y pendiente) y el mapa litológico del área de estudio. El nivel de correlación entre las variables se testó con el coeficiente de *Pearson*, mediante el programa estadístico SPSS (SPSS, 2010). Todas las variables fueron incluidas en el proceso de modelado, debido a que presentaron un índice de correlación inferior a 0,75 (Rissler & Apodaca, 2007).

Para determinar el papel de las variables bioclimáticas y biogeográficas de tipo cualitativo, se generaron dos modelos: modelo 1, con todas las variables y modelo 2, en el que se eliminaron la variable biogeografía y las variables bioclimáticas cualitativas (termotipo y ombrotipo). Para realizar los cálculos finales y comparar los SDM, estos se transformaron en otros más sencillos, categorizados en tres clases de aptitud de hábitat (no apto, apto y muy apto). El punto de corte tomado como referencia para determinar las

categorías apto y no apto fue el valor aportado por el programa Maxent “*minimum training presence*”, mínimo valor predicho para los datos de calibración del modelo.

Para validar los modelos, se tuvieron en cuenta los valores del AUC (*Area Under the Curve*).

Los resultados particulares obtenidos para los táxones objeto de estudio fueron los siguientes:

- Para el taxon *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, cuando el modelo se generó con todas las variables (modelo 1), las que contribuyeron con mayor peso fueron el termotipo, la litología y la biogeografía. Cuando las variables ombrotipo, termotipo y biogeografía se eliminaron (modelo 2), la litología fue la variable de mayor peso, seguida del *degree-day* (GDD), medida muy popular en fenología que se relaciona con el desarrollo de los organismos y, por último, el índice de continentalidad (Ic). El territorio clasificado como “apto” fue mayor para el modelo 2, que señalaba como óptimas zonas muy alejadas del área de distribución de la especie, en las que parece improbable que esta vaya a encontrarse.

- En el caso del endemismo *Echium cantabricum*, las variables que más contribuyeron al desarrollo del modelo final fueron la litología, la biogeografía y el termotipo en el modelo 1 y la litología, la temperatura estival y la radiación solar en el modelo 2. La mayor diferencia entre los dos modelos fue la proporción de hábitat considerado dentro de la clase “muy apto” que fue mayor en el modelo 2, que además señaló como aptas zonas alejadas del areal conocido para esta planta. El bajo número de citas inicial podría conllevar problemas de sobreparametrización en los modelos obtenidos para esta planta; sin embargo, los resultados obtenidos fueron coherentes con la distribución espacial de *E. cantabricum* y se puede considerar una herramienta ventajosa para guiar la búsqueda de nuevas localizaciones que puede actualizarse fácilmente con nuevas citas.

- Los modelos desarrollados para *Fritillaria legionensis* mostraron un mayor peso de las variables ombrotipo, biogeografía y litología en el modelo 1 y *degree-day*, litología e índice de termicidad (It) en el modelo 2. El modelo 2 presentó mayor superficie “apto” que el modelo 1. En el mapa obtenido para el

modelo 2, se asignan valores muy altos de aptitud tanto a zonas próximas a las citas reales como a otras muy alejadas, donde es más improbable que se desarrolle el taxon. El mapa obtenido con el modelo 1 señala dos núcleos principales que agrupan los territorios más óptimos, correspondientes a las zonas de las citas existentes y territorios cercanos y da valores de aptitud menor a las áreas intermedias. La inclusión de las variables biogeográficas y bioclimáticas reduce significativamente el área de búsqueda y la enfoca a zonas aledañas a los puntos de presencia de la especie.

- Respecto a *Lathraea squamaria*, las variables con más peso en el desarrollo de los modelos fueron el termotipo, la biogeografía y la litología en el modelo 1 y el *degree-day*, la litología y el índice de termicidad en el modelo 2. El área calculada como óptima para el desarrollo de la especie fue mayor para el modelo 2. El modelo 1 presentó un mejor ajuste a la distribución real de la especie. En el modelo 2 observamos que el resultado obtenido se apoya en pocas variables a las que se otorga un alto peso.

- Para *Petrocoptis viscosa* las variables que más contribuyeron al desarrollo del modelo final fueron la litología, la biogeografía y el termotipo, mientras que en el modelo 2 fueron la litología, la pendiente y la radiación solar. En el modelo 1 el territorio clasificado como “apto” se redujo considerablemente, señalando como óptimo un 0,4% menos del territorio total estudiado. El mapa correspondiente al modelo 1, muestra zonas aptas sólo en Montes de León, territorio donde se encuentran todas las localizaciones conocidas de este taxon. En cambio, el modelo 2 señaló como “aptos” territorios alejados de la distribución real del taxon, concretamente, zonas pertenecientes a la cordillera Cantábrica, en las que se desarrolla la subespecie vicariante *P. glaucifolia* (Lag.) P. Monts. & Fernández Casas, que ocupa hábitats de requerimientos similares. Teniendo en cuenta que *Petrocoptis* es un género endémico de la Península Ibérica y algunas zonas localizadas del pirineo francés (Cires & Fernández Prieto, 2015) cuya diversificación podría relacionarse con el aislamiento por insularidad, como así señalan Sainz Ollero & Moreno Saiz (2002), fenómeno que origina especies vicariantes con un nicho ecológico similar, el algoritmo no es capaz de predecir las diferencias entre los hábitats ocupados por estas dos especies basándose solo

en las características ambientales. En este caso, es la variable biogeografía la que va a reducir en mayor medida el área de búsqueda. El modelo 1 se ajusta mejor a los patrones reales de distribución de la especie y, por tanto, dicho modelo, que incluye las variables bioclimáticas cualitativas y biogeográficas, presenta mayor exactitud y resulta más útil en la búsqueda de nuevas localidades que el que las excluye.

En términos generales, los dos grupos de modelos obtuvieron valores de AUC y sensibilidad similares. Sin embargo, el modelo 1 presentó valores de mayor especificidad que el modelo 2 y una reducción de los errores de comisión. Todas las especies de estudio mostraron una reducción en el porcentaje de hábitat clasificado como "apto" para el modelo 1. De acuerdo con la evaluación y el consenso del equipo de investigadores que conformaron el grupo de trabajo, los mapas elaborados con todas las variables presentaron valores más adecuados a la distribución real de las especies y acotaron adecuadamente las zonas de búsqueda. Los mapas obtenidos con el modelo 1 reducen, entonces, la extensión geográfica considerada "apta" y disminuyen el número de áreas con valores idóneos, que presentan características físicas similares a las de las áreas donde se desarrolla el taxon, pero que, sin embargo, debido principalmente a la distancia y a fenómenos relacionados con la colonización (Benito, 2009), no han sido ocupadas por el taxon.

Por último, como complemento al modelo obtenido, se propone la superposición del mapa de vegetación actual del territorio (VV.AA., 2002-2010) con el mapa de distribución potencial de cada taxon. La integración del mapa de vegetación, una vez finalizado el proceso de modelización, permite priorizar con más detalle los lugares de búsqueda preferentes, sin perder la precisión con la que está realizado dicho mapa (escala 1:10.000, en nuestro caso). De esta manera, se mejora la búsqueda de nuevas poblaciones, dirigiéndola hacia las áreas donde coinciden las clases de aptitud favorables con el tipo de vegetación que constituye el hábitat principal.

La jerarquización en la búsqueda de nuevas localizaciones optimiza la información disponible y el uso de recursos económicos y humanos (Guisan *et al.*, 2006). Esta eficiencia se va a reflejar en el impulso de estudios que incorporan los SDM en la búsqueda de táxones de flora rara o amenazada (Guisan *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2009; Fois *et al.*, 2015), consolidándose como una herramienta potencial encaminada a

complementar y, no a sustituir, el conocimiento y las decisiones tomadas por los expertos (Fois *et al.*, 2015). Estos modelos pueden dirigirse, además, a otros objetivos como la localización de áreas destinadas a reintroducciones o restauraciones de especies amenazadas, si fuera necesario. Los SDM además sirven de apoyo en la asignación de categorías IUCN, utilizándose para estimar diversos cálculos o parámetros, como el AOO (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2012), el EOO (Sousa-Silva *et al.*, 2014), o encaminados a evaluar amenazas (Cassini, 2011). Presentan la ventaja añadida de que pueden actualizarse rápidamente, por lo que admiten revisiones periódicas.

En el **Capítulo 6** se propone una revisión del estatus de conservación del endemismo palentino-leonés *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* basada en una integración de diferentes métodos y técnicas. La revisión de la categoría de amenaza se ha realizado en respuesta a la aparición de una serie de nuevas localizaciones que han aumentado la extensión geográfica conocida para este taxon del que, hasta hace relativamente poco, solo se conocían las dos subpoblaciones clásicas.

Para el estudio de esta especie se establecieron un total de 22 parcelas de 25 m<sup>2</sup> repartidas en tres subpoblaciones y, en base a ellas, se realizó un estudio demográfico y se estimó el tamaño poblacional mediante un censo indirecto. La densidad calculada en las parcelas se multiplicó por la superficie de las áreas en las que se encontraba el taxon (núcleos poblacionales), que habían sido marcadas en el campo mediante tecnología GPS. Las tres subpoblaciones estudiadas corresponden al cordal que une Peña Mayor, Pico Fraile y Peña Cueto (subpoblación 1), al cordal que se extiende desde Peña Redonda hasta el Alto de Miranda (subpoblación 2) y, por último, a Peña Lampa (subpoblación 3). Se desarrolló, además, una búsqueda jerarquizada de nuevas localidades, mediante un Modelo de Distribución de Especies (SDM). Para la evaluación objetiva del taxon, siguiendo los criterios marcados por la IUCN, se utilizó el programa Ramas Red List Professional y la actitud del evaluador se ponderó de una forma objetiva mediante el método desarrollado en el Capítulo 4.

El resultado del conteo directo de los individuos presentes en las 22 parcelas alcanzó 1773 individuos. Los resultados obtenidos en las tres subpoblaciones de manera individual, fueron los siguientes:

- En la subpoblación 1 (Peña Mayor-Pico Fraile-Peña Cueto): la densidad media calculada fue 4,22 ind./m<sup>2</sup>, se marcaron 51 núcleos poblacionales con una extensión total de 1,5 Km<sup>2</sup> y se estimaron 48.886±SD individuos, de los cuales el 61% fueron individuos maduros.

- En la subpoblación 2 (Peña Redonda-Alto de Miranda): la densidad media calculada fue 1,45 ind./m<sup>2</sup>, se marcaron 24 núcleos poblacionales con una extensión total de 1,57 Km<sup>2</sup> y se estimaron 22.305±SD individuos, de los cuales el 50,23% fueron individuos maduros.

- En la subpoblación 3 (Peña Lampa): la densidad media calculada 2,63 ind./m<sup>2</sup>, se marcaron 5 núcleos poblacionales con una extensión total de 0,38 Km<sup>2</sup> y se estimaron 10.081±SD individuos, de los cuales el 51,27% fueron individuos maduros.

La estructura poblacional de este endemismo mostró un comportamiento normal. La mayor parte de los individuos adultos se contabilizaron como reproductores.

La principal amenaza se relaciona con la sobreabundancia de ciervos y los estreses con el reducido tamaño que presentan algunas localidades y con la degradación del ecosistema.

Tras los resultados obtenidos, se propone la devaluación del estatus de amenaza considerado para esta especie y se aconseja su inclusión en la categoría “*Casi Amenazada*” (NT –*Near Threatened*-), debido a que ya no cumple los criterios para adscribirla en una de mayor amenaza, aunque se encuentre próxima a ello. Las nuevas localidades halladas, han supuesto una ampliación considerable de su extensión geográfica. Sin embargo, teniendo en cuenta su endemidad y rareza y que la responsabilidad de preservarla recae sólo en una comunidad autónoma, se recomienda que la administración regional tome una actitud precavida respecto a su protección legal, manteniendo su actual estatus de “*Vulnerable*” en el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León. Se propone también su inclusión en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (BOE, 2011), por tratarse de una especie endémica de distribución restringida, merecedora de una atención y protección particular por su valor científico y ecológico, así como por su singularidad y rareza.



El uso de Modelos de Distribución de Especies (SDM) se ha mostrado como una herramienta muy eficiente a la hora de jerarquizar la búsqueda de nuevas localidades de este endemismo. Además, los modelos han permitido determinar las variables que más estrechamente se relacionaban con su presencia: la litología, el índice de termicidad (It), la altitud, la biogeografía y el *degree-day* (GDD). El ahorro de tiempo y recursos logrados por el uso de este sistema, ha sido muy destacable y ha permitido ampliar notablemente, sobre todo hacia el límite occidental, el área de distribución de la especie.

Asimismo, como una de las medidas principales de conservación *in situ*, se propone la declaración de una figura de “Microrreserva de Flora” como área de especial protección para esta planta, medida que pretende garantizar la protección de esta especie y los procesos ecológicos en los que se encuentra implicada.

Es necesario promover estudios de seguimiento a medio-largo plazo que permitan prever su evolución, haciendo especial hincapié en la monitorización de las subpoblaciones más aisladas o con menor número de individuos y estudios moleculares conducentes a determinar la variabilidad genética.

El **Capítulo 7** se basa en un enfoque combinado de métodos orientados a evaluar el estatus regional de conservación de la especie orófila *Primula pedemontana* en España, donde solo se conoce una subpoblación, disyunta del resto, que se encuentran localizadas en los Alpes franceses e italianos. En España, esta especie es exclusiva de la provincia de Palencia, donde se encuentra relegada a los ambientes frescos, umbrófilos y rezumantes de las fisuras y repisas de los conglomerados de naturaleza silíceo del Macizo del Curavacas.

Para llevar a cabo una asignación de la categoría de amenaza lo más objetiva posible, se realizó un estudio del hábitat basado en la elaboración de inventarios fitosociológicos, se estableció el tamaño de la población regional mediante el censo directo y se determinó la estructura con el estudio de 23 parcelas. El estatus se asignó basándose en los resultados obtenidos con el programa informático Ramas Red List Professional, baremando la actitud del evaluador, mediante el método propuesto en el Capítulo 4 y considerando, además, las directrices de la IUCN para evaluaciones a nivel regional y nacional (IUCN, 2012b). Además, se desarrollaron Modelos de Distribución

de Especies (SDMs) para determinar la idoneidad de hábitat en el presente y en el año 2025. En base a dichos modelos, se calculó el porcentaje de pérdida de hábitat potencial.

El principal hábitat de esta especie lo conforman las comunidades rezumantes de las fisuras de exposición norte que recubren las fisuras y repisas de los conglomerados de naturaleza silíceas del Curavacas de la asociación *Murbeckiello boryi-Saxifragetum willkommianae* y los pastizales psicroxerófilos oro-criorotemplados de las asociaciones *Teesdaliopsis confertae-Festucetum eskiae* y *Junco trifidi-Oreochloetum blankae*. Estas comunidades se desarrollan en los termotipos supratemplado superior, orotemplado y criorotemplado y en ombrotipo húmedo superior.

El análisis de las parcelas de muestreo y los factores que afectaban a la densidad de individuos mostraron una tendencia de aumento en el número de ind./m<sup>2</sup> cuando las parcelas de muestreo se encontraban situadas en orientación norte.

El número de individuos maduros, expresado como un número difuso fue [9179; 10820; 19002; 22342]. Se calcularon una Extensión de Presencia (EOO) y un Área de Ocupación (AOO) de 2.5 and 0.16 Km<sup>2</sup>, respectivamente. El porcentaje de pérdida de hábitat potencial se estimó en un 10.9% para el año 2025. Se consideró la existencia de una sola localidad en sentido IUCN (IUCN, 2001), entendiendo ésta como área geográfica distintiva en la que un solo evento estocástico puede afectar a todos los individuos del taxon presente, dado que la planta se encuentra distribuida en pequeños núcleos en una cordal que podría tomarse como una sola unidad. No obstante, considerando un escenario de dos localidades, el resultado de la catalogación con el Ramas Red List Professional fue el mismo. El valor del *Risk Tolerance* (RT) calculado fue 0,4.

Debido al aislamiento geográfico de la subpoblación española, alejada más de 900 km de las europeas y con la barrera natural que suponen los Pirineos, creemos nulo o insignificante el flujo genético entre ambas subpoblaciones. El “efecto rescate” también se va a ver comprometido por la distancia. Siguiendo las directrices para determinar el estatus de una especie a nivel regional y nacional (Gärdenfors *et al.*, 2001; IUCN, 2012b) y con las consideraciones oportunas tras analizar los resultados, la categoría obtenida por defecto, no debe de cambiarse.

Valores reducidos de EOO y AOO, junto con la existencia de una única población regional, aislada de las otras poblaciones coespecíficas y un continuo deterioro en la

calidad del hábitat, son suficientes para justificar la asignación de esta especie bajo la categoría regional de amenaza “*En Peligro Crítico*” (CR -“*Critical Endangered*”), basado en los criterios B1ab(iii)c(iv)+2ab(iii)c(iv) para el territorio español. La asignación refleja los resultados del estudio y la interpretación de los datos recogidos desde el año 2007.

Por todo lo anteriormente expuesto, la administración regional debería de considerar cambiar la protección de *Primula pedemontana* en el Catálogo de Flora Amenazada de Castilla y León (BOCYL, 2007), en el que se encuentra recogido como especie “*Vulnerable*”, para incluirla bajo el estatus de protección “*En peligro de extinción*”. Debido a su peculiar disyunción, su valor científico y ecológico, su singularidad y rareza, esta especie es merecedora de una atención y protección particular que debería reflejarse en su inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.

En el **Capítulo 8** se desarrolla un sistema para determinar el esfuerzo mínimo necesario para realizar el seguimiento de la subpoblación española de *Primula pedemontana* en las paredes verticales de la “Aguja del Pastel” (Macizo del Curavacas), con el objetivo de optimizar los recursos materiales, metodológicos, económicos y humanos empleados en el censo y facilitar la continuidad de estos estudios a medio-largo plazo.

El corto y variable periodo de floración que presenta esta planta, la inaccesibilidad y la fisionomía de su hábitat, los recursos que hay que reunir, así como las inclemencias meteorológicas ligadas a la época del año en la que se realizan los censos, han hecho que la optimización de los recursos se haya convertido en una necesidad. Para cumplir con los objetivos, se propone un método que agiliza el muestreo en campo y determina el esfuerzo mínimo requerido para censar los individuos de *Primula pedemontana* en las paredes verticales de la Aguja del Pastel, manteniendo la mayor precisión posible. El estudio se llevó a cabo en dos sectores: la pared norte y la pared este del Pico Aguja del Pastel. El seguimiento de estos dos sectores resulta clave para conocer la evolución de este taxon de carácter finícola en España, prever su evolución en el tiempo y gestionar las medidas de conservación más adecuadas. De cada sector se realizó una fotografía, buscando la máxima perpendicularidad de la pared y después se calibró la imagen mediante el programa ArcGIS-10 (ESRI, 2010). Coincidiendo con los días de máxima floración, el censo se realizó localizando los límites de las cuadrículas y contando las

“unidades visuales” presentes en cada una de ellas, obteniendo así el número total de individuos maduros de cada sector.

Los resultados se analizaron con el paquete estadístico R. Se exploró el ajuste de los datos a diferentes distribuciones (Geométrica, Poisson y Binomial Negativa), siendo la Binomial Negativa la distribución teórica que presentó un mejor ajuste con los datos experimentales. Esta distribución ya se ha relacionado con diversos organismos que, como *Primula pedemontana*, presentan una distribución real agregada o contagiosa (García-Baquero *et al.*, 2002; Cabrera & Wallace, 2007; Zúñiga *et al.*, 2005).

El método propuesto en este capítulo, además de suponer una reducción de los recursos empleados en el censo, permite alta flexibilidad y capacidad de adaptación en la toma de datos, de manera que se podría establecer un porcentaje mínimo de unidades de muestreo y reducirse o aumentarse en función de las condiciones meteorológicas o del tiempo disponible, lo que facilita regular el esfuerzo si, por ejemplo, las condiciones meteorológicas fuesen inadecuadas, evaluando entonces dicho esfuerzo frente a la pérdida de precisión.

Mediante la aplicación de este sistema, el número de cuadrículas muestreadas podría reducirse entre un 50-65%. A partir de ese porcentaje, podemos observar que los IC comienzan a estabilizarse en todos los casos y la estimación final no se ve afectada de manera considerable, por lo que la media y los IC calculados de este modo, resultan ser datos fiables y contrastados. El esfuerzo mínimo que podríamos considerar estaría en torno al 35% de cuadrículas muestreadas; el rango recomendado sería muestrear, al menos, entre el 40-50% de las cuadrículas.

## II. Conclusiones generales

Se presentan las conclusiones generales, principales aportaciones de esta Tesis Doctoral, en referencia a los objetivos definidos al comienzo de la misma:

1- Para *Sideritis borgiae* y *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* se determina la categoría IUCN a nivel regional, nacional y global. Para *S. borgiae* se recomienda la categoría IUCN “Vulnerable-“ (VU –Vulnerable-). Para *D. hispanica* subsp. *lebrunii* se propone la categoría IUCN “Casi Amenazada” (NT -Near Threatened-). En ambos casos se recomienda una mayor protección legal a nivel regional. En el caso de *D. hispanica* subsp. *lebrunii* se recomienda su inclusión en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.

2- Las categorías IUCN regionales más probables, obtenidas con un RT ponderado para el territorio de Castilla y León fueron las siguientes: “Preocupación menor” (LC -Least Concern-) para *Moricandia moricandioides* subsp. *moricandioides*, “Casi Amenazada” (NT -Near Threatened-) para *Astragalus turolensis* y *Ephedra distachya* subsp. *distachya* y “En Peligro” (EN –Endangered-) para *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* y *Nepeta hispanica*. Se propone un cambio en la categoría de protección legal a nivel regional para los táxones *H. boveanum* subsp. *palentinum* y *N. hispanica*, con el fin de aumentar su protección.

3- Para la especie disyunta *Primula pedemontana* se propone la categoría IUCN “En Peligro Crítico” (CR –Critical Endangered-) y un cambio en la legislación regional, para adscribirla en una categoría de mayor protección, así como su inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.

4- Las herramientas de índole digital y su combinación con los métodos analógicos han supuesto una mejora notable para los estudios de conservación de flora amenazada y facilitan la toma de datos, el análisis y la interpretación de los resultados. Estos sistemas han resultado muy ventajosos por su carácter respetuoso y no invasivo, por presentar alta eficiencia en la resolución de problemas y por generar gran cantidad de información de calidad que puede ser procesada posteriormente.

5- El programa Ramas Red List Professional permite evaluar el estado de amenaza de forma objetiva y facilita la toma de decisiones en condiciones de incertidumbre. Su uso se complementa con la valoración ponderada del parámetro *Risk Tolerance*, el cual permite justificar la posición del evaluador frente al riesgo y establecer prioridades de conservación para varios táxones.

6- Los Modelos de Distribución de Especies (SDM) han mejorado sustancialmente la búsqueda de nuevas localidades y han resultado útiles en la determinación de otros parámetros. La inclusión de variables bioclimáticas y biogeográficas ha mejorado la jerarquización de la búsqueda de nuevas localizaciones de flora rara o amenazada.

7- La combinación de técnicas sistematiza el proceso de evaluación de especies, permite su réplica y comparación. El método es eficiente, económico y susceptible de revisarse periódicamente, por lo que puede utilizarse en el diseño objetivo de estrategias de conservación y gestión de las administraciones en todos los niveles.

8- Se propone un método fiable y contrastado para optimizar y economizar el censo de especies de flora rupícola que, por su flexibilidad, puede adaptarse a los recursos disponibles, garantizando la menor pérdida de precisión posible.

9- Consideramos que la figura denominada “Microrreserva de Flora” es una potente herramienta legal que, complementaria a los espacios protegidos de mayor extensión, puede resultar clave para la conservación de la flora silvestre rara o amenazada de la región.

10- La gestión de las especies amenazadas debe basarse en las evaluaciones de científicos y expertos en la materia e incluir, además, a la sociedad. Las autoridades regionales y nacionales constituyen el primer nivel administrativo con responsabilidad territorial de proteger la biodiversidad desde el punto de vista legal y, por tanto, son los primeros que deben considerar su papel en la conservación. Los gobiernos deben implicarse en la protección de las especies no sólo amenazadas, sino también de aquellas que resulten singulares en el territorio por su valor científico, cultural, su endemidad o su rareza.

## Bibliografía

**Acedo C., Alonso A. & Llamas F. (2010a).** *Fritillaria legionensis*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Acedo C., Alonso A., Molina A., Arráiz H. & Llamas F. (2010b).** *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*. En Bañares Á., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortíz S. (eds.). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa de España. Adenda 2010. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (MAGRAMA)-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid. 68-69.

**Acedo A., Alonso R., Molina A., Lence C., Lorenzana A. & Llamas F. (2011).** Estrategias para una mejor evaluación y gestión de especies amenazadas: los casos de *Quercus paucirradiata* y *Geranium dolomiticum*. V Congreso de Biología de la Conservación de Plantas. Menorca.

**Acedo A., Alonso R., Aguado M., Mateos A., Molina A., Lence C. & Llamas F. (2013).** Variabilidad poblacional y éxito reproductivo de *Geranium dolomiticum* Rothm. Implicaciones para la conservación. VI Congreso de Biología de la Conservación de Plantas. Murcia.

**Aedo C. (2010).** *Nepeta* L. En Castroviejo *et al.* (eds.). Flora ibérica XII: 455-477. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Aedo C., Aldasoro J.J., Argüelles J.M., Carlón L., Díez A., González J.M., Laínz M., Moreno G., Patallo J. & Sánchez Ó. (2000).** Contribuciones al conocimiento de la flora cantábrica, IV. *Boletín de Ciencias Naturales*, 46: 7-119.

**Aedo C., Aldasoro J.J., Argüelles J.M., Carlón L., Díez Riol A., Gómez Casares G., González del Valle J.M., Guillén Oterino A., Laínz M., Moreno Moral G., Patallo J. & Sánchez Pedraja Ó. (2001).** Contribuciones al conocimiento de la flora cantábrica, V. *Boletín de Ciencias Naturales*, 47: 7-52.

**Aedo C., Aldasoro J.J., Argüelles J.M., Carlón L., Díez Riol A., Gómez Casares G., González del Valle J.M., Laínz M., Moreno Moral G., Patallo J. & Sánchez Pedraja Ó. (2002).** Contribuciones al conocimiento de la flora cantábrica, VI. *Boletín de Ciencias Naturales*, 48: 7-75.

**Adhikari D., Barik S.K. & Upadhaya K. (2012).** Habitat distribution modeling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk, a critically endangered tree species of northeastern India. *Ecological Engineering*, 40: 37-43.

**Aizpuru I., Catalán P. & Aedo C. (1987).** Aportaciones al conocimiento de la flora Navarra. *Fontqueria*, 14: 1-8.

**Aizpuru I., Aseginolaza C., Uribe-Echebarria P.M., Urrutia P. & Zorrakin I. (1999).** Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y territorios limítrofes. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz. 831 pp.

**Aikake H. (1987).** Factor analysis and AIC. *Psychometrika*, 52(3): 317-332.

**Akçakaya H.R., Ferson S., Burgman M.A., Keith D.A., Mace G.M. & Todd C.R. (2000).** Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology*, 14: 1001-1013.

**Akçakaya H.R. & Ferson S. (2007).** RAMAS Red List. Threatened species classifications under uncertainty Version 3.0. *New York: Applied Biomathematics*.

**Akçakaya H.R. & Root W. (2007).** RAMAS Red List Professional. Spatial and temporal data analysis for threatened species classifications under uncertainty. *New York: Applied Biomathematics*.

**Albert M.J., Bañares Á., de la Cruz M., Domínguez F., Escudero A., Iriondo J.M., García M.B., Guzmán D., Marrero M., Moreno J.C., Sainz H., Tapia F. & Torres E. (2004).** Manual de metodología de trabajo corológico y demográfico. Versión 4.2. En: Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España. Á. Bañares *et al.* (eds.), Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 5-31.

**Alcalde G. (1982).** La montaña palentina: Fuentes Carrionas, IV. Artes Gráficas Merino, Palencia, 233 pp.

**Alejandro Sáenz J.A (1995).** Plantas raras, del Macizo Ibérico Septentrional más que nada. *Fontqueria*, 42: 51-82.



**Alejandro Sáenz J.A., Arán-Redó V.J., Benito Ayuso J., Escalante Ruiz M.J., García López J.M., Mateo Sanz G., Molina Martín C., Montamarta Prieto G., Patino Sánchez S., Pinto Cebrián M.A. & Valencia Janices J. (2004).** Adiciones a la flora de la provincia de Burgos, II. *Flora Montiberica*, 26: 26-49.

**Alejandro Sáenz J.A., García López J.M. & Mateo Sanz G. (2006).** Atlas de la Flora Vasculare Silvestre de Burgos. *Ed. Alejandro, García López & Mateo Sanz. Monografías de Botánica Ibérica*, nº 2. Huesca. 925 pp.

**Alejandro Sáenz J.A., Escalante M.J., Molina C., Montamarta G. & Mateo G. (2005).** Adiciones al catálogo florístico de la provincia de Soria. *Flora Montiberica*, 29: 54-71.

**Alejandro Sáenz, J.A., Arán Redó, V.J., Barbadillo Escrivá de Romaní P., Barredo Pérez J. J. & Benito Ayuso J. (2013).** Corología de tres táxones de interés en el macizo del Castro Valnera: *Eriophorum vaginatum* L., *Gentiana acaulis* L. y *Gentiana boryi* Boiss. *Flora Montiberica*, 54: 33-74.

**Alfaro-Saiz E. (2010).** Cartografía y valoración de la vegetación orófila de la Sierra del Teleno (León). Memoria para la obtención del Diploma de Estudios Avanzados. Universidad de León, España. (Inédita).

**Alfaro-Saiz E., Alonso-Redondo R. & García-González M.E. (2010a).** Microrreserva de Flora de Paradela de Mucos-Ferradillo (Priaranza del Bierzo-Borrenes, León). Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Alfaro-Saiz E., Rodríguez A., Ruiz de Gopegui A., de Paz Canuria E., Alonso-Redondo R., García-González M.E. (2010b).** Aportaciones a la flora palentina. *Flora Montiberica*, 46: 56-61.

**Alfaro-Saiz E., García-González M.E., del Río S., Penas A., Rodríguez A., Alonso-Redondo R. (2014).** Incorporating bioclimatic and biogeographic data in the construction of species distribution models in order to prioritise searches for new populations of threatened flora. *Plant Biosystems*, DOI: 10.1080/11263504.2014.976289.

**Alonso-Redondo R. (2003).** Valoración del estado de conservación de la vegetación y propuestas de ordenación y uso del territorio de la margen izquierda de la cuenca alta del

río Esla (León). Universidad de León. Serie Tesis Doctorales 2000. Secretariado de Publicaciones y Medios Audiovisuales. León.

**Alonso-Redondo R., Paz Canuria E. de, Puente E. & Penas A. (1998).** Sobre la flora de la provincia de León. *Acta Botanica Malacitana*, 23: 215-226.

**Alonso-Redondo R., Alonso J.I., Fernández Rodríguez A., García-González M.E., López Pacheco M.J., Martínez Arias R. & Puente E. (2006).** Cartografía de vegetación como base para la ordenación territorial en el Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina (Cordillera Cantábrica, España). *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*, 141(2): 151-156.

**Alonso-Redondo R., Alfaro-Saiz E., Paz Canuria E. de, García-González M.E. (2012).** Conservation status and protection measures for the Spanish endemic plant *Sideritis borgiae* Andrés. *International Journal of Geobotanical Research*, 2: 1-12.

**Alonso-Redondo R., Paz Canuria E. de, Ruiz de Gopegui A. & García-González M.E. (2009).** *Lathraea squamaria* L. Novedad para la flora palentina (España). *Acta Botanica Malacitana*, 34: 216-218.

**Alonso-Redondo R., Paz Canuria E. de, Ruiz de Gopegui A. & García-González M.E. (2010).** *Lathraea squamaria*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Alonso-Redondo R., Paz Canuria E. de, Alonso-Herrero E., García-González M.E., Alfaro-Saiz E. (2013).** A new method for calculating Risk Tolerance in the assessment of threatened flora. *Journal for Nature Conservation*, 21: 414-422.

**Amaral Franco J. do (1986).** *Ephedraceae*. En Castroviejo *et al.* (eds.) Flora iberica I: 191-195. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Amat de León M.E. (2013).** Biología de la Conservación de *Pseudomisopates rivas-martinezii* y *Erysimum penyalareense*, dos táxones amenazados de la Cordillera Carpetana. Memoria de Tesis doctoral. Universidad Rey Juan Carlos de Madrid. Madrid.

**Anderson R.P., Gómez-Laverde M. & Peterson A.T. (2002).** Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: Insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 131-141.

**Anónimo (1979).** Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Council of Europe. Bern.

**Anthos (2015).** *Sistema de Información sobre las Plantas de España*. Real Jardín Botánico, CSIC-Fundación Biodiversidad. Recurso electrónico en [<http://www.anthos.es/>]. [Consultado el: 11 de 07 de 2009].

**Araújo M.B., Thuiller W. & Pearson R.G. (2006).** Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, 33(10): 1712-1728.

**ArcView G.I.S. (1996).** Environmental Systems Research Institute. Inc.: Redlands, CA.

**Arizaleta Urarte J. A. (2000).** (coord.). Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de La Rioja. Dirección General de Medio Natural. Gobierno de La Rioja. Inéd.

**Arnold C. (1960).** Maximum-minimum temperatures as a basis for computing heat units. *American Society for Horticultural Science*, 78: 682-692.

**Arponen A. (2012).** Prioritizing species for conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, 21: 875-893.

**Arponen A., Cabeza M., Eklund J., Kujala H. & Lehtomäki J. (2010).** Costs of integrating economics and conservation planning. *Conservation Biology*, 24: 1198-1204.

**Aru B., Paz de E., Martínez R., Alonso R. & García M. E. (2008).** Nuevos táxones para la flora de la Montaña Palentina. *Acta Botanica Malacitana*, 33: 309-313.

**Aru B., Paz Canuria E. de, Rodríguez García A., Ruiz de Gopegui J.A., Alonso-Redondo R., García-González M.E. (2010a).** Microrreserva de flora del Valdecebollas (Brañosera, Palencia). Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Aru B., Paz Canuria E. de, Ruiz de Gopegui J.A., Alonso-Redondo R., García-González M.E. (2010b).** *Echium cantabricum*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Austin M. (2007).** Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological modeling*, 200(1): 1-19.

**Babar S., Amarnath G., Reddy C.S., Jentsch A. & Sudhakar S. (2012).** Species distribution models: Ecological explanation and prediction of an endemic and endangered plant species (*Pterocarpus santalinus* L.f.). *Current Science*, 102: 1157-1165.

**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. 1069 pp.

**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. 155 pp.

**Bañares Á., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S. (eds.) (2010).** Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2010. 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. 170 pp.

**Bariago Hernández P. & Santos Vicente M. (2005).** Algunas plantas de interés corológico en el extremo occidental de la cuenca sedimentaria del río Duero (Valladolid y Zamora). *Flora Montiberica* 29: 72-83.

**Barreno A. et al. (Editores) (1984).** Listado de plantas endémicas, raras o amenazadas de España. *Información Ambiental* 3, 48-71. MOPU.

**Baskin J.M. & Baskin C.C. (1986).** Some considerations in evaluating and monitoring populations of rare plants in successional environments. *Natural Areas Journal*, 6(3): 26-30.

**Becerra Parra M. (2003).** Nuevas aportaciones al conocimiento de la flora del Macizo de la Sierra de Líbar (Málaga-Cádiz) II. *Acta Botanica Malacitana*, 28: 247-251.

**Bell P. (1995).** Incompatibility in flowering plants: an adaptation of an ancient response. *Plant Cell*, 7: 5-16.

**Bellot F., Casaseca B. & Ron M.E. (1968).** Notas fitogeográficas y críticas (I). *Trab. Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal (Madrid)*, 1(3): 117-124.

**Benedí C. & Soriano I. (2009).** *Lathraea* L. En Castroviejo *et al.* (eds.). Flora iberica XIII: 536-539. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Benito B.M. (2009).** Ecoinformática aplicada a la conservación: Simulación de efectos del Cambio Global en la distribución de la flora de Andalucía. Memoria de tesis doctoral.

**Benito B.M. & Peñas J. (2007).** Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus*, 7: 100-119.

**Benito B.M., Martínez-Ortega M.M., Muñoz L.M., Lorite J. & Peñas J. (2009).** Assessing extinction-risk of endangered plants using species distribution models: A case study of habitat depletion caused by the spread of greenhouses. *Biodiversity and Conservation*, 18(9): 2509-2520.

**Benito Alonso J.L. (2006).** Catálogo florístico del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Sobrarbe, Pirineo central aragonés). *Colección Pius Font i Quer* (4).

**Blanca G. (1993).** *Draba* L. En Castroviejo *et al.* (eds.). Flora iberica IV: 203-220. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Blanca G. & Morales C. (1991).** Flora del Parque Natural de la Sierra de Baza. Ed. Universidad de Granada.

**Blanché C. & Molero J. (1990).** Fragmenta chorologica occidentalia. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 47(2): 480-481.

**BOCYL (1991).** Decreto 341/1991, de 28 de noviembre, por el que se establece el régimen de protección del acebo (*Ilex aquifolium*) en el territorio de la Comunidad de Castilla y León.

**BOCYL (1994).** Ley 12/94, de 18 de julio, de declaración del Parque Regional de "Picos de Europa" en Castilla y León.

**BOCYL (2000).** Ley 4/2000, de 27 de junio, de declaración del Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina (Palencia).

**BOCYL (2003).** Decreto 63/2003, de 22 de mayo, por el que se regula el Catálogo de Especímenes Vegetales de singular relevancia de Castilla y León y se establece su régimen de protección.

**BOCYL (2006).** Orden MAM/1156/2006, de 6 de junio, por la que se acuerda la inclusión de determinados ejemplares de especímenes vegetales en el «Catálogo de especímenes vegetales de singular relevancia de Castilla y León.

**BOCYL (2007).** Decreto 63/2007, de 14 de junio, por el que se crean el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León y la figura de protección denominada Microrreserva de Flora.

**BOE (1989).** Ley 4/1989, de 27 de marzo de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.

**BOE (1990).** Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

**BOE (1995).** Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

**BOE (1998).** Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio, por el que se modifica el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

**BOE (2007).** Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

**BOE (2011).** Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

**BOE (2015).** Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto, por la que se modifica el anexo del Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

**Bolós A. (1946).** El género *Moricandia* en la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 6(2), 451-461.

**Bolòs O. de & Rivas-Martínez S. (1970).** Comentarios sobre el Género *Petrocoptis*. *Petrocoptis montsiciana* sp. nova. *Anales del Instituto de Botánica AJ Cavanilles*, 26:53-60.

**Bolòs O. de & Vigo J. (1996).** Flora dels Països Catalans. Vol. III (Pirolàcies-Compostes). Ed. Barcino. Barcelona. 1230 pp.

**Boucher F.C., Zimmermann N.E. & Conti E. (2015).** Allopatric speciation with little niche divergence is common among Alpine *Primulaceae*. *Journal of Biogeography*. DOI: 10.1111/jbi.12652.

**Bourg N.A., McShea W.J. & Gill D.E. (2005).** Putting a cart before the search: Successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology*, 86: 2793-2804.

**Bradley A.P. (1997).** The use of the area under the ROC curve in the evaluation of machine learning algorithms. *Pattern recognition*, 30(7): 1145-1159.

**Braun-Blanquet J. (1968).** L'école phytosociologique zuricho-montpelliéraine et la SIGMA. *Vegetatio*, 16(1-4): 1-78.

**Braun-Blanquet J. (1979).** Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Ed. H. Blume. Madrid.

**Brito J.C., Godinho R., Luis C., Paulo O.S. & Crespo E.G. (1999).** Management strategies for conservation of the lizard *Lacerta schreiberi*. Portugal. *Biological Conservation*, 89: 311-319.

**Brito J.C., Acosta A.L., Álvares F. & Cuzin F. (2009).** Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African Canids. *Biological Conservation*, 142(12): 3020-3029.

**Burgaz Moreno A.R. (1981).** Apotaciones a la flora gipsícola de la cuenca media del Duero (Valladolid y Palencia). *Trab. Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal*, 11: 99-102.

**Burgaz Moreno A.R. (1983).** Flora y vegetación gipsófila de la provincia de Valladolid y SE de la de Palencia. Inst. Cult. Simancas. Excma. Diputación Provincial Valladolid. Valladolid. 200 pp.

**Cabrera W.H. & Wallace R. (2007).** Densidad y distribución espacial de palmeras arborescentes en un bosque preandino-amazónico de Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 42(2): 121-135.

**Cantoral A.L., Alonso-Redondo R. & García-González M.E. (2011).** Datos sobre *Lathraea squamaria* en la provincia de León (España). *Lazaroa*, 32: 21-28.

**Carlón L., González del Valle J.M., Láinz M., Moreno Moral G., Rodríguez Berdasco J.M. & Sánchez Pedraja O. (2010).** Contribuciones al conocimiento de la flora cantábrica, VIII. *Documentos 10. Ayuntamiento de Gijón. Jardín Botánico Atlántico*, 7: 1-96.

**Carson R. (1994).** *Silent Spring*. 1962.

**Cassini M.H. (2011).** Ranking threats using species distribution models in the IUCN red list assessment process. *Biodiversity and Conservation*, 20(14): 3689-3692.

**Castro V. (2004).** Distribución, ecología y estado de conservación de 10 táxones de flora amenazada en la provincia de León. Memoria de Licenciatura. Departamento de Biología Vegetal. Universidad de León (inédito).

**Castro V., Fernández Rodríguez A., Martínez Arias R., Alonso Felpete J.I., Alonso-Redondo, R. & García-González M.E. (2004).** Aplicación de los SIG en la gestión de la flora y la vegetación: introducción y manejo de datos de flora, vegetación y factores de amenaza en un espacio natural protegido. En: Medio ambiente, recursos y riesgos naturales: análisis mediante tecnología SIG y teledetección: aportaciones al " XI Congreso de Métodos Cuantitativos, SIG y Teledetección" celebrado en Murcia, 20-23 de septiembre. Volumen I: 83-98.

**Castroviejo S., (coord.) (1986-2015).** Flora iberica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Real Jardín Botánico, C.S.I.C. Madrid.

**Castroviejo S. (2002).** Riqueza florística de la Península Ibérica e Islas Baleares. El proyecto "Flora iberica". En: Pineda, F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. & Montalvo J. - eds-. La diversidad biológica de España. Pearson Educación. Madrid, pp 167-174.

**Ceballos L. & Vicioso C. (1932).** Notas sobre Flora Malagueña. *Boletín de la Sociedad Española de Historia Natural*, 32(8): 379-392.

**Cires E. & Fernández Prieto J.A. (2015).** Phylogenetic relationships of *Petrocoptis* A. Braun ex Endl. (*Caryophyllaceae*), a discussed genus from the Iberian Peninsula. *Journal of Plant Research*, 128(2): 223-238.

**CITES (1973).** Convention of International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Washington DC.



**Consiglio Regionale della Valle d'Aosta (2010).** Legge regionale 7 dicembre 2009, n. 45 Disposizioni per la tutela e la conservazione della flora alpina. Abrogazione della legge regionale 31 marzo 1977, n. 17. B.U. 5 gennaio 2010, 1.

**Coste H. & Flahault C. (1903).** Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse, et des contrées limitrophes, 2. P. Klincksieck.

**Cowling R.M., Pressey R.L., Rouget M. & Lombard A.T. (2003).** A conservation plan for a global biodiversity hotspot—the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, 112(1): 191-216.

**Crawley M.J. (2007).** The R Book. Imperial College London at Silwood Park, UK

**Crema S. & Cristofolini G. (2012).** Filogenesi di *Primula* subsect. *Euaricula*: un esempio di origine ed evoluzione dell'endemismo alpino. *Annali del Museo Civico di Rovereto*, 28: 135-159.

**Cruz Rot M. de la (2006).** *Nepeta hispanica* Boiss & Reut. En Bañares A., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S. (eds.). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de la Conservación de Plantas. Madrid. 92 pp.

**Cuatrecasas J. (1929).** Estudios sobre la flora y la vegetación del Macizo de Mágina. *Trab. Museo de Ciencias Naturales de Barcelona*, XII.

**Cueto Romero M. & Aedo C. (2004).** *Nepeta hispanica* Boiss & Reut. subsp. *hispanica*. En Bañares A., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S. (eds.). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid. 1069 pp.

**Cutanda V. (1861).** Flora compendiada de Madrid y su provincia. Imp. Nacional. Madrid. 759 pp.

**Dávila P., Téllez O., Lira R. (2013).** Impact of climate change on the distribution of populations of an endemic Mexican columnar cactus in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Plant Biosystems*, 147(2): 376-386.

**De Grammont P. & Cuarón A.D. (2006).** An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology* 20: 14-27.

**Delgado L., Rodríguez D. & Sánchez J.Á. (2010a).** Microrreserva de flora de los quejigares con aljezares de Valdemorona (Soto de Cerrato, Palencia). Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Delgado L., Sánchez J.Á., & Rodríguez D. (2010b).** *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del decreto 63/2007.

**Delignette-Muller M.L. & Dutang C. (2015).** fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. *Journal of Statistical Software*, 64(4): 1-34.

**Désamoré A., Laenen B., Stech M., Papp B., Hedenas L., Mateo R. & Vanderpoorten A. (2012).** How do temperate bryophytes face the challenge of a changing environment? Lessons from the past and predictions for the future. *Global Change Biology*, 18: 2915-2924.

**Díaz T.E. & Penas A. (1984).** *De plantis legionensis*, Nótula I. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 41(1): 147-154.

**DOCE (1979).** Directiva del Consejo nº 79/409/CEE de 2de abril de 1979 relativa a la conservación de las aves silvestres.

**DOCE (1992).** Directiva del Consejo 92/43/CEE, de 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

**Domínguez F. (Ed.) (2000).** Lista roja de flora vascular Española (valoración según categorías UICN). *Conservación vegetal* 6: 1-44.

**Domínguez Lozano F., Moreno Saiz, J.C. & Sainz Ollero H.S. (2003).** Rarity and threat relationships in the conservation planning of Iberian flora. *Biodiversity & Conservation*, 12(9): 1861-1882.

**DOUE-Es (2004).** Comisión. Decisión de la Comisión de 7 de diciembre de 2004 por la que se aprueba, de conformidad con la Directiva 92/43/CEE del Consejo, la lista de lugares de importancia comunitaria de la región biogeográfica atlántica.

**Dunn E.H., Hussell D.J.T. & Welsh D.A. (1999).** Priority-setting tool applied to Canada's landbirds based on concern and responsibility for species. *Conservation Biology*, 13: 1404-1415.

**Egido F. del (2012).** Flora y vegetación de la cuenca del río Torío (León). Cartografía y valoración de la vegetación: aplicaciones a la gestión y ordenación del territorio. Memoria de Tesis Doctoral. Servicio de publicaciones de la Universidad de León . Disponible en formato electrónico, CD 932 pp + Anexo con 30 mapas de vegetación actual Escala 1:10000.

**Egido F. del, Puente E. & López M.J. (2007).** De Plantis Legionensibus. Notula XXI. *Lazaroa*, 28: 115-122.

**Egido F. del, Fernández M., López M.J. & Puente E. (2010).** *Sideritis lurida*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Egido F. del, Fernández M., Puente E. & López M.J. (2012a).** Notas sobre flora leonesa amenazada. *Flora Montiberica*, 51: 16-32.

**Egido F. del, Fernández M., Ferreras N., Puente E., & López M.J. (2012b).** Notas sobre flora leonesa amenazada, II. *Lazaroa*, 33: 207-216.

**Elith J., Graham C.H., Anderson R.P., Dudík M., Ferrier S., Guisan A., Hijmans R.J., Huettmann F., Leathwick J.R., Lehmann A., Li J., Lohmann L.G., Loiselle B.A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J.McC., Peterson A.T., Phillips S.J., Richardson K.S., Scachetti-Pereira R., Schapire R.E., Soberón J., Williams S., Wisz M.S. & Zimmermann N.E. (2006).** Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.

**Elith J., Phillips S.J., Hastie T., Dudík M., Chee Y.E., Yates C.J. (2011).** A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1): 43-57.

**Ellstrand N.C. & Elam D.R. (1993).** Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annual review of Ecology and Systematics*, 217-242.

**Elton C. (1927).** Animal ecology. Sidgwick & Jackson, LTD. London. 207 pp.

**ESRI. (2006).** ArcMap 9.2. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

**ESRI (2010).** ArcMap 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

**ESRI (2015).** ArcGIS Pro. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

**European Commission (1997).** Apéndice E. Actividades e impactos susceptibles de afectar al status de conservación de los sitios. Diario Oficial de las Comunidades Europeas Nº L 107/153 24.4.97.

**Felicísimo Á.M. (coord.). (2011).** Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española, Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

**Fenu G., Mattana E., Bacchetta G. (2011).** Distribution, status and conservation of a Critically Endangered, extremely narrow endemic: *Lamyropsis microcephala* (Asteraceae) in Sardinia. *Oryx*, 45(2): 180-186.

**Fernández Areces M.P. (1989).** Flora y Vegetación rupícola de la Cordillera Cantábrica, Montes de León y cuenca alta del río Ebro. Revisión Taxonómica del género *Saxifraga* L. Sección Dactyloides Tausch en el Norte de la Península Ibérica. Memoria Doctoral. Universidad de León.

**Fernández Areces M.P., Penas Merino A. & Díaz González T.E. (1983).** Aportaciones al conocimiento de las comunidades vegetales de los paredones rocosos calizos de la Cordillera Cantábrica. (Revisión de la alianza *Saxifragion trifurcato-canaliculatae*; clase *Asplenietea trichomanis*). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 40(1): 213-235.

**Fernández-Arias M.I. & Devesa Alcaraz J.A. (1990a).** Revisión del género *Fritillaria* L. (*Liliaceae*) en la Península Ibérica. *Studia botanica*, 9: 49-84.

**Fernández-Arias M.I. & Devesa Alcaraz J.A. (1990b).** Estudio cariológico del género *Fritillaria* L. (*Liliaceae*) en la Península Ibérica. *Studia botanica*, 9: 85-107.

**Fernández Casas J. (1979).** *Echium cantabricum* (Láinz) Fdz.-Casas & Láinz, stat. nov. *Mémoires de la Société botanique de Genève*, 1: 111-114.

**Ferraro P.J. (2003).** Assigning priority to environmental policy interventions in a heterogeneous world. *Journal of Policy Analysis and Management*, 22: 27-43.

**Ferrero Palma C. & Fernández López C. (1996).** Flórula de la cuenca alta del río Borosa (Jaén). *Blancoana*, 13: 10-29.

**Ferson S., Akçakaya H.R. & Dunham A. (1999).** Using fuzzy intervals to represent measurement error and scientific uncertainty in endangered species classification. En Fuzzy Information Processing Society, 1999. NAFIPS. 18th International Conference of the North American (pp. 690-694). IEEE.

**Fielding A.H. & Bell J.F. (1997).** A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation*, 24(1): 38-49.

**Fitzpatrick M.C., Gove A.D., Sanders N.J. & Dunn R.R. (2008).** Climate change, plant migration, and range collapse in a global biodiversity hotspot: the *Banksia* (*Proteaceae*) of Western Australia. *Global Change Biology*, 14: 1-16.

**Fleishman E., Noss R. & Noon B. (2006).** Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators*, 6: 543-553

**Fois M., Fenu G., Lombrana A.C., Cogoni D. & Bacchetta G. (2015).** A practical method to speed up the discovery of unknown populations using Species Distribution Models. *Journal for Nature Conservation*: 24, 42-48.

**Font X., Fernández-González F., Lence C., Loidi J., Acedo C., Carreras J., Biurrun I. & Pérez-Badia R. (2009).** SIVIM, Sistema de Información de la Vegetación Ibérica y Macaronésica. Botánica Pirenaico-Cantábrica en el Siglo XXI, 731-739. Universidad de León.

**Font X., Rodríguez-Rojo M.P., Acedo C., Biurrun I., Fernández-González F., Lence C. & Ninot J.M. (2010).** SIVIM: an on-line database of Iberian and Macaronesian vegetation. *Wald ökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, (8): 15-22.

**Frankel O.H., Brown A.H.D. & Burdon J.J. (1995).** The conservation of plant biodiversity. Cambridge University Press.

**Franzén M. & Molander M. (2012).** How threatened are alpine environments? A cross taxonomic study. *Biodiversity and Conservation*, 21(2): 517-526.

**Font Quer P. (1928).** De flora occidentale adnotationes, I-IV. *Cavanillesia*, 1(1-3): 16-40.

**Galán Cela P. (1990).** Contribución al estudio florístico de las comarcas de La Lora y Paramo de Masa (Burgos). *Fontqueria*, 30: 1-167.

**Galán Mera A. (1987-88).** Datos florísticos sobre la comarca de Torrelaguna (Madrid, España), II. *Lazaroa*, 10, 273-276.

**Gärdenfors U., Hilton-Taylor C., Mace G.M. & Rodríguez J.P. (2001).** The application of IUCN Red List Criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206-1212.

**Gandoger M. (1898).** Notes sur la Flore Espagnole, III. *Bulletin de la Société botanique de France*, 45: 588-604.

**Gandoger M. (1917).** Catalogue des plantes recoltés en Espagne et en Portugal pendant mes voyages de 1894 a 1912. Hermann, L'Homme, Masson, Paris.

**García M.B. (2002).** Interés de los estudios demográficos en la conservación. Catalogación de especies amenazadas. En Bañares (coord.). Biología de la Conservación de plantas amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente, Parques Nacionales. Serie Técnica. Madrid.

**García M.B., Guzmán D. & Goñi D. (2002a).** Conservación de especies amenazadas en Aragón. Desarrollo del Proyecto Life (1997-2000) en el Pirineo. En: Bañares A. (coord.). Biología de la Conservación de plantas amenazadas. Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales. España.

**García M.B. Guzmán D. & Goñi D. (2002b).** An evaluation of the status of five threatened plant species in the Pyrenees. *Biological Conservation*, 103: 151-161.

**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*, 16 (3): 155-162.

**García R.H. & Lázaro J.M. (2009).** El nivel de vida en el medio rural de Castilla y León: una constatación antropométrica, 1840-1970. *Historia agraria: Revista de agricultura e historia rural*, 47: 143-166.

**García-Baquero G., Herrera M., Amat E., Beamonte E., Dato M., González R., Gordiola F., Martínez-Zaporta J.L., Muñoz I. & Ruiz J. (2010).** Estimación de la abundancia de la amenazada *Androsace riojana* A. Segura. *Studia Botanica*, 21: 139-142.

**García-González M.E. (1990).** Flora y vegetación de la Sierra del Brezo y de la comarca de La Peña (Palencia). Memoria de Tesis Doctoral. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León, microficha 54, 1: 666 pp., 2: 622 pp.

**García-González M.E., Penas A. & Herrero L. (1992).** Sobre *Draba lebrunii* (P. Monts.) Laínz y su comportamiento fitosociológico. *Lazaroa*, 13: 127-137.

**García-González M.E., Alonso-Redondo R. & Martínez Arias R. (2004).** Acerca de *Sideritis borgiae* Andrés subsp. *borgiae* (*Lamiaceae*). *Acta Botanica Malacitana*, 29: 273-275.

**García-González M.E., Alonso-Redondo R., Alonso S. & García-Valcarce R. (2010a).** *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**García-González M.E., Alonso-Redondo R., Alfaro-Saiz E. & Ferreras Jiménez N. (2010b)** *Sideritis borgiae* subsp. *borgiae*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**García-González M.E., Alonso-Redondo R., Alfaro-Saiz E., García R., Alonso S. & Ferreras N. (2011).** Conservation status and protection measures for *Draba hispanica* Boiss. subsp. *lebrunii* P. Monts., endemic to the altocarrionés subsector (Castilla y León, Spain). *Acta Botanica Gallica*, 158: 577-594.

**García López J.M., Allué Camacho C. & Pinto Cebrián M.A. (2000).** Novedades para el catálogo de la flora de Burgos. *Lazaroa*, 21: 161-163.

**García-Mijangos I. (1997).** Flora y vegetación de los Montes Obarenes (Burgos). *Guineana*, 3: 1-458.

**Gastón A., García-Viñas J.I., Bravo-Fernández A.J., López-Leiva C., Oliet J.A., Roig S. & Serrada R. (2014).** Species distribution models applied to plant species selection in forest restoration: are model predictions comparable to expert opinion? *New forests*, 45(5): 641-653.

**Gaudin I. (1828).** Flora Helvetica II, 2-91.

**GBIF-Es (2015).** *The National Node for Biodiversity Information*. Recurso electrónico en [<http://www.gbif.es>]. [Consultado el 12 de 03 de 2010].

**George J., Pearlstine L.G. & Franklin H. (2006).** An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. *Wildlife Society Bulletin*, 34(3): 750-758.

**Gibson D. (2002).** *Methods in Comparative Plant Population Ecology*. Oxford University. 352 pp.

**Gitay H., Suárez A. & Watson R.T. (2002).** Climate change and biodiversity. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva. Technical Paper, 73 pp.

**Gómez García D., Martínez Cabeza A. Montserrat Recorder P. & Uribe-Echebarría Díaz P.M. (2003).** El roble (*Quercus robur* L.) y otras plantas boreales en crisis en el Macizo del Moncayo (Soria, Zaragoza). *Collectanea Botanica*, 26: 141-158.

**Gómez Lee M.I. (2005).** Las patentes sobre biodiversidad en el TLC: negocio inconsulto. *OASIS: Observatorio de Análisis de los Sistemas Internacionales*, 11: 103-134.

**Gómez-Campo C. (1987).** Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España peninsular e Islas Baleares. ICONA. ISBN: 8485496248. Madrid. 676 pp.

**Gómez-Campo C. & Herranz-Sanz J. (1993).** Conservation of Iberian endemic plants: the botanical reserve of La Encantada (Villarrobledo, Albacete, Spain). *Biological Conservation*, 64(2): 155-160.

**Goñi D., García M.B., Guzmán D. (2006).** Métodos para el censo y seguimiento de plantas rupícolas amenazadas. *Pirineos*, 161: 33-58.

**Grinnell J. (1917).** The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34(4): 427-433.

**Güemes J. (2013).** *Fritillaria* L. En Castroviejo *et al.* (eds.). Flora iberica XX: 15-22. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Guerrero S., Martínez F. & Postigo-Mijarra J.M. (2010).** Microrreservas de flora en Castilla y León: una herramienta legal para la conservación de " *Senecio coinnyi*". *Conservación vegetal*, 14: 17-19.



**Getzin S., Wiegand K. & Schöning I. (2012).** Assessing biodiversity in forests using very high- resolution images and unmanned aerial vehicles. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2): 397-404.

**Guil-Gerrero J.L., Gómez-Mercado F., Ramos-Bueno R.P., Rincón-Cervera M.A. & Venegas-Venegas E. (2014).** Restricted-range *Boraginaceae* species constitute potential sources of valuable fatty acids. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 91 (2): 301-308.

**Guinochet M. & Vilmorin R. de (1975).** Flore de France, Vol. II. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.

**Guisan A. & Theurillat J.P. (2000).** Assessing alpine plant vulnerability to climate change: a modeling perspective. *Integrated Assessment*, 1(4): 307-320.

**Guisan A., Broennimann O., Engler R., Vust M., Yoccoz N.G., Lehmann A. & Zimmermann N.E. (2006).** Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology*, 20: 501-511.

**Hanski I.G. & Michael E. (1997).** Metapopulation biologyecology, genetics, and evolution (No. 574.5248 M4).

**Hardin P.J. & Hardin T.J. (2010).** Small- Scale Remotely Piloted Vehicles in Environmental Research. *Geography Compass*, 4(9): 1297-1311.

**Hatter I.W., Quayle J. & Ramsay L.R. (2004).** A Conservation Status Assessment of the Mountain Caribou Ecotype Based on IUCN Red List Criteria. Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference. Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference Organizing Committee, Victoria, B.C.

**Hergueta A.R., Gamallo G.L. & Orduña J. (1999).** Aportaciones a la flora de los Montes Aquilianos (noroeste de la Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 9: 159-164.

**Hernández E. (1983).** Flora y vegetación de la cuenca alta del río Porma. Memoria de Tesis Doctoral. Universidad de León, España.

**Hernández Bermejo J.E., Pujadas Salvá A. & Clemente Muñoz M. (1994).** Catálogo General de las Especies de Recomendada Protección en Andalucía (Endémicas,

Raras y Amenazadas de Extinción). En Hernández Bermejo J.E. & Clemente Muñoz M. *Protección de la Flora en Andalucía*, 43-62.

**Hernández E. (1985).** De plantis legionensibus. Nota IV. *Acta Botanica Malacitana*, 10: 45-48.

**Hernandez P.A., Graham C.H., Master L.L. & Albert D.L. (2006).** The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29: 773-785.

**Herranz J.M., Ferrandis P., Copete M.A. & Martínez Sánchez J.J. (2002).** Influencia de la temperatura de incubación sobre la germinación de 23 endemismos vegetales ibéricos o iberoafricanos. *Investigación agraria. Producción y protección vegetales*, 17(2): 229-245.

**Herrero Cembranos L. (1986).** Estudio de los pastizales psicroxerófilos silicícolas de la provincia de León. Institución Fray Bernardino de Sahagún. León. 163 pp.

**Herrero Cembranos L. (1989).** Flora y Vegetación de la margen izquierda de la cuenca alta del río Pisuerga (Palencia). Memoria de Tesis Doctoral. Universidad de León.

**Heywood V.H. & Iriondo J.M. (2003).** Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation*, 113: 321-335.

**Heywood V.H. & Dulloo M.E. (2005).** In situ conservation of wild plant species: a critical global review of good practices. IPGRI *Technical Bulletin*, 11. International Plant Resources Institute. Rome. 174 pp.

**Hutchinson G.E. (1978).** An introduction to population ecology. *Science*, 202(4374): 1269.

**Iberpix (2015).** [www.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html](http://www.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html)

**IGN (2014).** Centro Nacional de Información Geográfica. Recurso electrónico en [[http://www.ign.es/PNOA/enlaces\\_relacionados\\_WMS.html](http://www.ign.es/PNOA/enlaces_relacionados_WMS.html)]. [Consultado el: 20 de 07 de 2011].

**Ihaka R. (1998).** R: Past an future history. *Computing science and statistics*, 392-396.

**Iriondo J.M. (Coord.). (2003).** Manual de metodología de trabajo corológico y demográfico. v4. 2. Documento Técnico de Difusión Restringida. AFA.

**Iriondo J.M. (Coord.) (2011).** Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Manual de metodología del trabajo corológico y demográfico. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid. 70 pp.

**ITACYL (2014).** Servicio de mapas. Recurso electrónico en [<http://ftp.itacyl.es/cartografia/>]. [Consultado el: 26 de 02 de 2012].

**IUCN (2001).** Red List categories and criteria v.3.1. Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

**IUCN (2003).** Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la IUCN a nivel regional Versión 3.0. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN.

**IUCN (2012a).** IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp.

**IUCN. (2012b).** Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: v.4.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

**IUCN (2013a).** Threats Classification Scheme v. 3.2. . [accessed 23 January 2014].

**IUCN (2013b).** Stresses Classification Scheme v. 1.0. <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/stresses-classification-scheme>. [accessed 23 January 2014].

**IUCN (2013c).** Conservation Actions Classification Scheme v. 2.0. <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/conservation-actions-classification-scheme-ver2>. [accessed 23 January 2014].

**IUCN (2013d).** Research Needed Classification Scheme v. 2.0. <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/research-needed-classification-scheme-ver2>. [accessed 23 January 2014].

**IUCN Standards and Petitions Subcommittee. (2014).** Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions

Subcommittee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>).

**IUCN France & MNHN O. (2012).** La Liste rouge des espèces menacées en France- Chapitre Rhopalocères de France métropolitaine URL: [http://inpn.mnhn.fr/espece/listerouge/FR/Rhopaloceres\\_Metropole\\_2012](http://inpn.mnhn.fr/espece/listerouge/FR/Rhopaloceres_Metropole_2012) [accessed 1 May 2014].

**JCYL (1997).** Mapa geológico y minero de Castilla y León. Escala 1:400000. Universidad de Salamanca. SIEMCALSA.

**JCYL (2002-2009).** Proyecto de Investigación de las Universidades de Salamanca, León y Castilla-La Mancha y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de la Cartografía detallada de hábitats del Anexo I de la Directiva 92/43 CEE a escala 1:10000 en diversos espacios incluidos en la Red Natura 2000.

**JCYL (2008-2011).** Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 63/2007, de 14 de junio, por el que crean el Catálogo de Flora Protegida de Castilla y León y la figura de protección denominada Microrreserva de Flora.

**Jiménez-Alfaro B. (2008).** Biología de la Conservación de plantas vasculares en la Cordillera Cantábrica. Prioridades y casos de estudio. Memoria Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo. 275pp.

**Jiménez-Alfaro B., Draper D. & Nogués-Bravo D. (2012).** Modeling the potential area of occupancy at fine resolution may reduce uncertainty in species range estimates. *Biological Conservation*, 147: 190-196.

**Jiménez-Alfaro B., Bueno Sánchez A. & Fernández Prieto J.A. (2007).** Valoración de plantas de interés para la conservación en Asturias a través de un Índice de Responsabilidad. *Naturalia Cantabricae*, 3: 25-36.

**Koh L.P. & Wich S.A. (2012).** Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, 5(2): 121-132. Available online: [www.tropicalconservationscience.org](http://www.tropicalconservationscience.org).

**Kozak K.H., Graham C.H. & Wiens J.J. (2008).** Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(3): 141-148.

**Kress A. (1997).** *Primula* L. En Castoviejo *et al.* (eds), Flora iberica V: 10–22. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Kumar P. (2012).** Assessment of impact of climate change on rhododendrons in Sikkim Himalayas using maxent modelling: limitations and challenges. *Biodiversity and Conservation*, 21: 1251-1266.

**Laguna E., Fos S. & Jiménez J. (2014).** Efectividad comparada de las redes valencianas de MRF y ENP en la protección pasiva de plantas singulares. En: Sistemas vegetales y fauna en medios litorales: Avances en su caracterización, dinámica y criterios para su conservación, Publisher: Universidad de Sevilla y Asociación Española de Geógrafos. 237-244.

**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(3): 421-426.

**Lázaro Bello J.A. (2002).** Nuevas citas para la flora vallisoletana. *Acta Botanica Malacitana*, 27: 149-253.

**Lázaro Bello J.A. (2006).** Renedo de Esgueva (Valladolid, España): catálogo florístico y análisis de resultados. *Ecología*, 20: 166-216.

**Lázaro Bello J.A. (2009a).** Aportaciones al conocimiento de la flora vascular de la provincia de Valladolid (España). *Flora Montiberica*, 42: 41-45.

**Lázaro Bello, J.A. (2009b).** Sobre la diversidad florística asociada a *Astragalus turolensis* Pau (*Leguminosae*) en páramos calcáreos. *Anales de Biología*, 31: 19-32.

**Laínz M. (1951).** Datos florísticos sobre la cuenca media del río Carrión. *Collectanea Botanica*, 3: 85-94.

**Laínz M. (1968).** Nueva contribución al conocimiento de la flora palentina. *Collectanea Botanica*, 7: 573-596.

**Laínz M. (1974).** De *Petrocoptidibus cantabricis* ultiores notulae. *Collectanea Botanica*, 9: 191-194.

**Laínz M. (1976).** Aportaciones al conocimiento de la flora cántabro-astur, XI. *Boletín del Instituto de Estudios Asturianos*, serie C, 22: 3-44.

**Lainz M. (1988).** *Draba lebrunii* (P. Mont.) M. Lainz. En Fernández Casas J. (ed). Asientos para una flora occidental, 8. *Fontqueria*, 16: 51.

**Lawton J.H. (1997).** The science and non-science of conservation biology. *Oikos*, 79: 3-5.

**Lence C. (2001).** Evaluación del estado de conservación del Valle de Valdeburón (León). Propuestas de uso y ordenación territorial. Memoria doctoral. Universidad de León.

**Leopold A. (1989).** A Sand County almanac, and sketches here and there. Oxford University Press.

**Leroy E. & Lainz M. (1954).** Contribución al Catálogo de la Flora Palentina. *Collectanea Botanica*, 4: 81-123.

**Linares G., Cañadas E., Montoya M.C. & Valle F. (2004).** Los SIG como herramienta para la gestión de la vegetación riparia. *Medio ambiente, recursos y riesgos naturales: análisis mediante tecnología SIG y teledetección*, 1: 155-178.

**Liras E., Cabello J. & Bonet F.J. (2008).** Bioinformática para la conservación de la flora. *Conservación vegetal*, 12: 6-9.

**Llamas F. (1984).** Flora y vegetación de la Maragatería (León). Institución Fray Bernardino de Sahagún. Excma. Diputación Provincial de León.

**Llamas F. & Andrés J. (1983).** *Fritillaria legionensis* Llamas & Andrés, sp. nov. *Lagascalia*, 11 (1): 67-70.

**Llamas F. & Acedo C. (1997).** De plantis legionensibus. Notula XV. *Studia Botanica Universidad. Salamanca*, 16: 139-141.

**Llamas F., Acedo C., Alonso R., Lence C., del Río S. & Felpete I.A. (2003a).** Flora palentina amenazada. *Acta Botanica Barcinonensia*, 49: 67-75.

**Llamas F., Acedo C., Alonso R., Lence C., del Río S. & Fernández A. (2003b).** Flora leonesa amenazada. *Acta Botanica Barcinonensia*, 49: 53-66.

**Llamas F., Acedo C., Lence C., Alonso-Redondo R., Molina A. & Castro V. (2007).** Flora cantábrica de interés en Castilla y León. *Naturalia cantabricae*, 3: 57-78.

**Llamas F., Acedo C., Lence C. & Molina A.M. (2009a).** Prioridades de Conservación de Flora Cantábrica de Interés en Castilla y León. En *Botánica pirenaico-cantábrica en el siglo XXI*, 191-218. Universidad de León.

**Llamas F., Alonso A., Arráiz H., Molina A. & Acedo C. (2009b).** Cartografía detallada y catalogación de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts. *Lagasalia*, 29: 89-103

**Loayza A.P., Rios R.S., Carvajal D.E. & Gática A. (2015).** Estado de conservación de *Porlieria chilensis*: Evaluación a través de modelos poblacionales matriciales, ecología y patrones de distribución. DOI:10.13140/RG.2.1.3203.1846.

**Lobato L. (1977).** Geología de los valles de los ríos Esla, Yuso, Carrión y Deva (NE de León, NO de Palencia, SO de Santander). Institución Fray Bernardino de Sahagún. Excma. Diputación Provincial de León. 192 pp.

**Lobo J.M., Castro I. & Moreno J.C. (2001).** Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society of London*, 73: 233-253.

**Lobo J.M., Jiménez-Valverde A. & Real R. (2008).** AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2): 145-151.

**Loidi J. (2011a).** Los yesos del valle medio del Duero. En: Mota J.F., Sánchez-Gómez P. & Guirado J.S. (eds.). *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la Biología de la Conservación*: 348-351. ADIF- Mediterráneo Asesores Consultores. Almería.

**Loidi J. (2011b).** *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* Valdés. En: Mota J.F., Sánchez-Gómez P. & Guirado J.S. (eds.). *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la Biología de la Conservación*: 348-351. ADIF- Mediterráneo Asesores Consultores. Almería.

**López C.R., Gaitán J.J., Ayesa J.A. & Bran D.E. (2004).** Utilización de la teledetección y el SIG para la gestión de humedales en el Noroeste de la Patagonia. En *Congreso 6ª semana Geomática*, Barcelona, España (Vol. 8).

**López Pacheco M.J. (1988).** Flora y vegetación de las cuencas alta y media del río Curueño (León). Publ. Diputación Provincial de León.

**López Pacheco M.J., Andrés J. & Losa J.M. (1979).** Dos nuevas especies para la Flora Leonesa. Universidad de Oviedo. Facultad de Biología León 1: sin numerar.

**Lorda M. (2001).** Flora del Pirineo Navarro. *Guineana*, 7: 1-527.

**Losa T.M. (1957).** Catálogo de las plantas que se encuentran en los montes palentino-leoneses. *Anales Instituto Botánico Cavanilles*, 15: 243-376.

**Losa T.M. & Montserrat P. (1952).** Aportación al estudio de la Flora de los Montes Cantábricos. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 10(2): 411-509.

**Luoto M., Heikkinen R.K., Poyry J. & Saarinen K. (2006).** Determinants of the biogeographical distribution of butterflies in boreal regions. *Journal of Biogeography*, 33: 1764-1778.

**Luceño M., García B. & González-Canalejo A. (2000).** Sobre *Sideritis (Labiatae)* del Alto Gredos. *Anales Jardín Botánico Madrid*, 57(2): 410-413.

**Luque T. (1984).** Estudio cariológico de Boragináceas españolas. II. *Echium* L. de España peninsular e Islas Baleares. *Lagasalia*, 13: 17-38.

**MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967).** The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, N. Jersey.

**Mace G.M., Collar N.J., Gaston K.J., Hilton-Taylor C., Akçakaya H.R., Leader-Williams N., Milner-Gulland E.J., & Stuart S.N. (2008).** Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22: 1424-1442.

**Marco J.A., Giménez P., Padilla A. & Sánchez Á. (2008).** Aplicaciones de las tecnologías SIG y GPS en la dinámica de poblaciones de flora amenazada: *Helianthemum caput-felis* Boiss. En: Tecnologías de la información geográfica para el desarrollo territorial [Recurso electrónico] / XIII Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica, Las Palmas de Gran Canaria, 15-19 septiembre 2008. Las Palmas de Gran Canaria. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Departamento de Geografía. ISBN 978-84-96971-53-0. 635-649.

**Markham A. (1996).** Potential impacts of climate change on ecosystems: a review of implications for policymakers and conservation biologists. *Climate Research*, 6(2): 179-191.



**Marsh H., Denis A., Hines H., Kutt A., McDonald K., Weber E., Williams S. & Winter J. (2007).** Optimizing allocation of management resources for wildlife. *Conservation Biology*, 21: 387-399.

**Martínez-Hernández F., Medina-Cazorla J.M., Mendoza-Fernández A.J., Pérez-García F.J., Sánchez-Gómez P., Garrido-Becerra J.A., Gil C. & Mota J.F. (2009).** Preliminary essay on the chorology of the Iberian gypsicolous flora: rarity and richness of the gypsum outcrops. *Acta Botanica Gallica*, 156 (1): 9-18.

**Martínez-Hernández F., Pérez-García F.J., Garrido-Becerra J.A., Mendoza-Fernández A.J., Medina-Cazorla J.M., Martínez-Nieto M.I., Merlo Calvente M.E. & Mota Poveda J.F. (2011).** The distribution of Iberian gypsophilous flora as a criterion for conservation policy. *Biodiversity and Conservation*, 20: 1353-1364.

**Martínez-Meyer E., Peterson A.T., Servín J.I. & Kiff L.F. (2006).** Ecological niche modeling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx*, 40: 411-418.

**Mateo R.G., Croat T.B., Felicísimo A.M. & Muñoz J. (2010).** Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. *Diversity and Distributions*, 16: 84-94.

**Mateo R.G., Felicísimo A.M., Muñoz J. (2011).** Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84: 217-240.

**Mateo-Sanz G. & Arán-Redó V.J. (1996).** Nuevos datos sobre la flora de la provincia de Cuenca, IV. *Flora Montiberica* 4, 32-37.

Mayol Martínez M. (1998). Biosistemática y evolución en el género *Petrocoptis* a. Braun (*Caryophyllaceae*). Memoria de Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.

**Mayr E. (1963).** Animal species and evolution. *Animal species and their evolution*.

**Medrano L.M. (1996).** Sobre flora amenazada en La Rioja. *Zubía*, N° Extra 8: 179-186.

**Mendoza-Fernández A., Martínez-Hernández F., Garrido-Becerra J.A., Pérez-García F.J., Medina-Cazorla J.M., Peñas J. & Mota J.F. (2009).** Is the endangered flora of the Iberian southeast adequately protected? Gaps in the Network of Protected Natural

Areas of Andalusia (RENPA): the case of the province of Almería. *Acta Botanica Gallica*, 156: 637-648.

**Menges E.S. (1992).** Stochastic modelling of extinction in plant populations. En: Fiedler, P.L. & Jain S.K. (eds). *Conservation Biology; the theory and practice of nature conservation preservation and management*. New York. Chapman and Hall.

**Menges E.S. (2000).** Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 51-56.

**Mercadé A. (2003).** Notes floristiques del moianès (Catalunya central). *Acta Botanica Barcinonensia*, 48: 29-44.

**Michener W.K. & Jones M.B. (2012).** Ecoinformatics: supporting ecology as a data-intensive science. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(2): 85-93.

**Miller R.M., Rodríguez J.P., Aniskowicz-Fowler T., Bambaradeniya C., Boles R., Eaton M.A., Gärdenfors U., Keller V., Molur S., Walker S. & Pollock C. (2007).** National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology*, 21: 684-696.

**Milner-Gulland E.J. & Akcakaya H.R. (2001).** Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology and Evolution*, 16: 686-692.

**Miranda B. (2007).** Estudios de flora amenazada en las calizas de El Bierzo (León, NW España). Memoria para la obtención del Diploma de Estudios Avanzados. Universidad de León, España. (Inédita).

**Montserrat P. (1977).** *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts. *Documents phytosociologiques (N. S.)*: 175-181.

**Montserrat P. & Fernández Casas J. (1990).** *Petrocoptis* A. Braun. En Castroviejo *et al.* (eds.). *Flora iberica II*: 304-312. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Montserrat P. & Montserrat J.M. (1978).** El *Petrocoptis crassifolia*, su variabilidad y distribución. *Documents phytosociologiques*, 2: 321-328.

**Morales R. (2010).** *Sideritis* L. En Castroviejo *et al.* (eds.). *Flora iberica XII*: 234-288. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.

**Moreno Saiz J.C. (coord.) (2008).** Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas). Madrid.

**Moreno Saiz J.C. (coord.) (2010).** Lista Roja 2010 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas). Madrid.

**Moreno Saiz J.C. & Sáinz Ollero H. (1992).** Atlas corológico de las monocotiledóneas endémicas de la Península Ibérica y Baleares. ICONA. Colección técnica. Madrid. 354 pp.

**Moreno R., Zamora R., Molina J.R., Vasquez A. & Herrera M.A. (2011).** Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forest using Maximum entropy (Maxent). *Ecological Informatics*, 6: 364-370.

**Moreno-Moral G., Sánchez Pedraja Ó., Laínz M., Patallo J., Aldasoro J.J. & Aedo C. (2001) “onwards”.** Flora de Cantabria [Bibliografía básica. Plantas amenazadas (Lista Roja de la Flora Vascular Cantabria)]. “Última versión: septiembre 2005”.

**Moreno-Moral G., Sánchez Pedraja Ó., Laínz M., Aedo C., Carlón L. & Gómez Casares G. (2006) “onwards”.** Addenda et Corrigenda [Plantas amenazadas. Lista Roja de la Flora Vascular Cantabria]. “Última versión: agosto 2008”.

**Montacchini F. (1982).** Carta della vegetazione della valle di Susa ed evidenziazione dell'influsso antropico. Consiglio nazionale delle ricerche. Collana del Progr. Finalizz. “Promozione della qualità dell’ambiente”. CNR, Roma.

**Murdoch W., Polasky S., Wilson K.A., Possingham H.P., Kareiva P. & Shaw R. (2007).** Maximizing return on investment in conservation. *Biological Conservation*, 139: 375-388.

**Naidoo R., Balmford A., Ferraro P.J., Polasky S., Ricketts T.H. & Rouget M. (2006).** Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 681-687.

**Navarro F.B., Lorite J. & Jiménez M.N. (2003).** Estado de conservación y propuesta de protección de *Eryngium huteri* Porta, *Pulsatilla alpina* (L.) Delarbre y *Saxifraga longifolia* Lapeyr en Andalucía (España). *Ecología*, 17: 153-160.

**Negri S. (2005).** La biodiversidad como “interés común de toda la humanidad”. *Biodiversidad, biotecnologías y derecho*. DOI: 10.4399/97888548359007.

**Newman D. & Newman L. (2005).** Ozi Explorer version 3.95. 4k.

**Nieto Feliner G. (1985).** Estudio crítico de la flora orófila del suroeste de León: Montes Aquilianos, Sierra del Teleno y Sierra de la Cabrera. *Ruizia*, 2. 239 pp.

**Ninyerola M., Pons X., Roure J.M. (2005).** Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica, Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.

**Noss R.F. (1996).** Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 351.

**Obón C. & Rivera D. (1994).** A taxonomic revision of the Section *Sideritis* (Genus *Sideritis*) (*Labiatae*). *Phanerogamarum Monographiae*, 31. J. Cramer. 640 pp.

**Olea P.P. & Mateo-Tomás P. (2013).** Assessing species habitat using Google Street View: a case study of cliff-nesting vultures. *PloS one*, 8(1): e54582.

**Ortiz S. (1986).** Series de vegetación y su zonación altitudinal en el Macizo de Peña Trevinca y Serra do Eixo. Mem. Doctoral. Facultad de Ciencias Universidad de Santiago de Compostela. A Coruña.

**Pärtel M., Kalamees R., Reier U., Tuvi E.L., Roosaluuste E., Vellak A. & Zobel M. (2005).** Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. *Biological Conservation*, 123: 271-278.

**Pau C. (1924).** Notas sueltas sobre la flora matritense. *Boletín de la Sociedad Ibérica de Ciencias. Naturales*, 23,: 96-107.

**Pauli H., Gottfried M. & Grabherr G. (1996).** Effects of climate change on mountain ecosystems—upward shifting of alpine plants. *World Resource Review*, 8(3): 382-390.

**Paz Canuria E. de (2006).** Relaciones suelo-vegetación en las series climatófilas del Sector Castellano Duriense en la Provincia de León. Memoria doctoral. Universidad de León.

**Paz Canuria E. de & Alonso-Redondo R. (2010).** *Nepeta hispanica*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Paz Canuria E. de, Alfaro-Saiz E. & Alonso-Redondo R. (2010a).** *Astragalus turolensis*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Paz Canuria E. de, Alfaro-Saiz E. & Alonso-Redondo R. (2010b).** *Moricandia moricandioides* subsp. *moricandioides*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Paz Canuria E. de, Alonso Redondo R., Ruiz de Gopegui A. & García González M.E. (2011).** The genus *Fritillaria* L. (*Liliaceae*) in Cantabrian Cordillera (Spain). *Candollea*, 66: 383-395.

**Pearson R.G., Raxworthy C.J., Nakamura M. & Peterson A.T. (2007).** Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102–117.

**Peiró I.G., Robledano F. & Esteve M.A. (2010).** Revisión de los estados de conservación del Bigotudo *Panurus biarmicus* a escala nacional, regional y local. *El Sereneta*, 7: 29-35.

**Penas A. (1980).** Flora y vegetación de la Cuenca Media Leonesa del Río Esla. Memoria Doctoral. Universidad de León.

**Penas A., García M.E., Herrero L., Garzón M., Jiménez I. & Zaldívar H. (1987).** Fragmenta Chorologica Occidentalia, 652-669. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 43(2): 437-439.

**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 Lara J.M. (1898).** Florula gaditana; pars quinta (conclusión): *recensio celer omnium plantarum in provincia gaditana hucusque notarum; (Sesión del 7 de Noviembre de 1894), Ordo Cruciflorarum*. Don I. Bolívar, Tesorero. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 27(1): 21-92.

**Pérez-López A., Pérez-Valera F. & Sánchez Gómez M. (2011).** Origen y naturaleza del yeso. En: Mota J.F., Sánchez-Gómez P. & Guirado J.S. (eds.). *Diversidad vegetal de las yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la Biología de la Conservación*: 17-32. ADIF- Mediterráneo Asesores Consultores. Almería.

**Pérez-Morales C. (1988).** Flora y vegetación de la cuenca alta del río Bernesga (León). Inst. Fray Bernardino de Sahagún. Diputación Provincial de León.

**Pérez-Tamayo, R. (2001).** Ciencia básica y ciencia aplicada. *Salud pública de México*, 43(4): 368-372.

**Peterson A.T. (2001).** Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor*, 103:599-605.

**Phillips S.J. (2008).** Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modeling: a response to Peterson *et al.* (2007). *Ecography*, 31: 272-278.

**Phillips S.J. & Dudík M. (2008).** Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161-175.

**Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E. (2006).** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*, 190: 231-259.

**Podlech D. (1999).** *Astragalus* L. Pages 279-338 En Talavera et al. (eds.). *Flora iberica VII(I)*. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Poon E.L. & Margules C.R. (2004).** Searching for new populations of rare plant species in remote locations. *Sampling rare or elusive species*. Island Press, Washington, DC, 189-207.

**Pozo C., Llorente Bousquets J., Luis Martínez A., Vargas Fernández I. & Suárez N.S. (2005).** Reflexiones acerca de los métodos de muestreo para mariposas en las

comparaciones biogeográficas. Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines: Primeras Jornadas Biogeográficas RIBES, JB Llorente y JJ Morrone (eds.). Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF. 203-215.

**Puente E. (1988).** Flora y vegetación de la cuenca alta del río Sil (León). Inst. Fray Bernardino de Sahagún. Excma. Diputación Provincial de León.

**R Core Team (2015).** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL [.http://www.R-project.org/](http://www.R-project.org/).

**Ramos Alija F.J. (2014).** Estudio de *Petrocoptis viscosa*: patogenesia y caso clínico. Revista Médica de Homeopatía, 7(3): 108-118.

**RAMSAR (1971).** Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar, 2.

**Río del S. (2005).** El cambio climático y su influencia en la vegetación de Castilla y León (España). *Itinera Geobotanica*, 16: 5-533.

**Rissler L.J. & Apodaca J.J. (2007).** Adding more ecology into species delimitation: ecological niche models and phylogeography help define cryptic species in the black salamander (*Aneides flavipunctatus*). *Systematic Biology*, 56(6): 924-942.

**Rivas-Goday S. (1959).** Algunas especies raras o relicticas que deben protegerse en la España mediterránea. *Compt. Rend. Reunion Techn d'Athens. UICN*, 5: 95-101.

**Rivas-Martínez S. (1963).** Estudio de la vegetación y flora de las sierras de Guadarrama y Gredos. *Anales Instituto Botánico AJ Cavanilles*, 21(1): 1-325.

**Rivas-Martínez S. (2007).** Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. [Memoria del mapa de vegetación potencial de España] Parte I. *Itinera Geobotanica*, 17: 5-436.

**Rivas-Martínez S., García M.E. & Penas A. (1991).** Revisión taxonómica de la Sect. *Aizopsis* DC. del Género *Draba* L. en la Península Ibérica. *Candollea*, 46: 439-473.

**Rivas-Martínez S., Rivas-Sáenz S., Penas Á. (2011).** Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany*, 1: 1-634.

**Rivas-Martínez S., Díaz T.E., Fernández-González F., Izco J., Loidi J., Lousa M. & Penas A. (2002).** Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobotanica*, 15 (1 y 2): 1-922.

**Rodrigues A.S., Pilgrim J.D., Lamoreux J.F., Hoffmann M. & Brooks T.M. (2006).** The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology Evolution*, 21: 71–76.

**Rodríguez A. & Oreca S. (2012).** Contribuciones a la flora de Palencia (España). *Flora Montiberica*, 51: 7-11.

**Rodríguez A., Ruiz De Gopegui J.A., García L., Alonso-Redondo R., García-González M.E., López R., Domínguez F., & Moreno J.C. (2010a).** *Primula pedemontana*. En Bañares et al. (Eds). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Adenda 2010. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid, 170 pp.

**Rodríguez A., Ruiz de Gopegui J.A., Alfaro-Saiz E., Alonso-Redondo R. & García González M.E. (2010b).** Microrreserva de Flora del Curavacas. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Rodríguez A., Alfaro-Saiz E., Alonso-Redondo R., García L., Ruíz de Gopegui J.A. & García-González M.E. (2013).** Nuevos datos sobre la distribución de *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* P. Monts en la Cordillera Cantábrica oriental. *Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse*. (In press).

**Romeiras M.M., Catarino S., Filipe A.F., Magalhães M.F., Duarte M.C. & Beja P. (2015).** Species conservation assessments in oceanic islands: the consequences of precautionary versus evidentiary attitudes. *Conservation Letters*.

**Rothmaler W. (1935).** Generum plantarum ibericarum revisio critica. *Cavanillesia*, 7: 111.

**Rothmaler W. (1941).** Monographie der Gattung *Petrocoptis*. *Botanische Jahrbücher für Systematik*, 72:117–130.

**Romero C.M. (1977).** Datos para la flora de la cuenca alta del río Luna (León). *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 6 (11): 25-39.



**Romero C.M. (1983).** Flora y vegetación de la cuenca alta del río Luna (León). Monografías ICONA. Madrid.

**Romero Abelló A. (1991).** Contribución al estudio de la flora y vegetación vascular de las cuencas inferiores de los ríos Arlanza, Arlanzón y Carrión (provincias de Palencia y Burgos, España). Memoria Doctoral. Universidad Complutense. Madrid

**Romero Buján M.I., Rodríguez Guitián M.A., Real C. & Amigo J. (2007).** Una nueva planta parásita del género *Lathraea* L. (*Scrophulariaceae*) para el catálogo gallego. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 16: 151-153.

**Romero Martín T. & Rico Fernández E. (1989).** Flora de la cuenca del río Duratón. *Ruizia*, 8 7-438.

**Rozyłowicz L. & Dobre M. (2010).** Assessing the threatened status of *Testudo hermanni boettgeri* Mojsisovics, 1889 (Reptilia: Testudines: Testudinidae) population from Romania. *North-Western Journal of Zoology*, 6 (2): 190-202.

**Rozzi, R. (2001).** Ética ambiental: Raíces y ramas latinoamericanas. Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas, 311-359.

**Rozzi R., Primack R., Feinsinger P., Dirzo R., Massardo F., & Primack R. (2001)** ¿Qué es la Biología de la Conservación. Fundamentos de conservación biológica, perspectivas latinoamericanas, 35-43.

**Ruiz de Clavijo E. & Infante García Pantaleón F. (1986).** Números cromosómicos de plantas occidentales, 344-355. *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 42(2): 491-496.

**Ruiz de Clavijo E., Cabezudo B. & Domínguez E. (1984).** Contribución al estudio florístico de las serranías subbéticas de la provincia de Sevilla. *Acta Botanica Malacitana*, 9 169-232.

**Ruiz de Gopegui J.A., Rodríguez A., García L., Moreno J.C., Domínguez Lozano F., Alfaro-Saiz E., Alonso-Redondo R. y García-González M.E. (2010).** *Primula pedemontana*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Ruiz de Gopegui J.A., García T., Marcos A., Ruiz Y., Zubelzu N. & Rodríguez A. (2011).** Distribución y estatus poblacional de *Echium cantabricum* (M. Lainz) Fern. Casas & M. Lainz (*Boraginaceae*) en la cordillera Cantábrica (España). Actes del IX Col·loqui Internacional de Botànica Pirenaico-cantàbrica a Ordino. Andorra. 389-397.

**Ruiz de Gopegui J.A. & Ruiz Y. (2012).** Aportaciones a la flora de la montaña palentina y su área de influencia. *Acta Botanica Malacitana*, 37: 188-196.

**Sáez L., Molero J., Carrillo E., Ninot J.M., Guardiola M., Guàrdia L., Macías C. & Aymerich P. (2008).** Noves contribucions al coneixement de la flora vascular del massís de Boumort (Prepirineus ibèrics, NE de la península Ibèrica). *Orsis*, 23: 137-162.

**Sainz Ollero H. & Moreno Saiz J.C. (2002).** "Flora vascular endémica española." La diversidad biológica de España, Pearson Educación, Madrid: 175-195.

**Sánchez Agudo J.A., Rodríguez de la Cruz D. & Delgado Sánchez L. (2010).** *Ephedra distachya* subsp. *distachya*. Ficha técnica. Convenio específico de colaboración entre la Universidad de León y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León para la realización de trabajos científicos vinculados al desarrollo del Decreto 92/43/CEE.

**Sánchez Gómez P., Guerra J., Coy. E., Hernández González A., Fernández Jiménez S. & Carrillo López A.F. (1998).** Flora de Murcia. Claves de Identificación e Iconografía de Plantas Vasculares. Murcia.

**Sánchez Gómez P., Carrión Vilchez M.A., Hernández González A. & Guerra J. (2001).** Una nueva subespecie de *Moricandia moricandioides* (Boiss.) Heywood (*Brassicaceae*). *Acta Botanica Malacitana* 26, 202-205.

**Sánchez-Mata D. (1989).** Flora y vegetación del macizo oriental de la Sierra de Gredos (Ávila). Diputación Provincial de Ávila. Inst. Gran Duque de Alba. Ávila. 440 pp.

**Sandbrook C. (2015).** The social implications of using drones for biodiversity conservation. *Ambio*, 44(4): 636-647.

**Santos Vicente M. & Bariego Hernández P. (2003).** *Hedysarum boveanum* subsp. *palentinum* Valdés en la provincia de Valladolid. *Studia botanica*, 22: 55-56.

**Sardinero S. (2004).** Flora y vegetación del macizo occidental de la Sierra de Gredos (Sistema Central, España). *Guineana*, 10: 1-474.

**Scheidegger C. & Goward T. (2002).** Monitoring lichens for conservation: red lists and conservation action plans. En *Monitoring with Lichens-Monitoring Lichens. Springer Netherlands*: 163-181.

**Schwarz G. (1978).** Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, 6(2):461-464.

**Settele J., Kudrna O., Harpke A., Kühn I., Van Swaay C., Verovnik R., Warren M., Wiemers M., Hanspach J., Hickler T., Kühn E., Van Halder I., Veling K., Vliegenthart A., Wynhoff I., Schweiger O. (2008).** Climatic risk Atlas of European Butterflies. *BIORISK. Biodiversity and Ecosystem Risk Assessment*, 1: 1-710. Pensoft, Sofía.

**Shumaker K.M. & Babble G.R. (1980).** Patterns of allozymic similarity in ecologically central and marginal populations of *Hordeum jubatum* in Utah. *Evolution*, 34(1): 110-116.

**Silva Pando F.J. (1990).** La flora y vegetación de la Sierra de Ancares: Bases para la planificación y ordenación forestal. Memoria Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

**Segura Zubizarreta A., Mateo Sanz G. & Benito Alonso J.L. (1998).** De flora Soriana, X. *Flora Montiberica*, 8 (1): 44-49.

**Segura Zubizarreta A., Mateo Sanz G. & Benito Alonso J.L. (2000).** Catálogo Florístico de la provincia de Soria. Excma. Diputación Provincial de Soria. Soria. 377 pp.

**Slatkin M. (1987).** Gene flow and the geographic structure of natural populations. *Science*, 236(4803): 787-792.

**Smith A.P., Horning N. & Moore D. (1997).** Regional biodiversity planning and lemur conservation with GIS in western Madagascar. *Conservation Biology*, 11(2): 498-512.

**Soberón J. (2007).** Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10(12): 1115-1123.

**Soberón J. & Peterson A.T. (2004).** Biodiversity informatics: Managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B Biological Sciences*, 359: 689-698.

**Sobrino Vesperinas E. (1993).** *Moricandia* DC. En Castroviejo *et al.* (eds.). *Flora iberica IV*: 337-344. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Solbrig O.T. (1976).** On the relative advantages of cross and self-fertilization. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 63: 262-276.

**Soulé M.E. (1985).** What is conservation biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience*, 35(11): 727-734.

**Sousa-Silva R., Alves P., Honrado J. & Lomba A. (2014).** Improving the assessment and reporting on rare and endangered species through species distribution models. *Global Ecology and Conservation*, 2: 226-237.

**Sperduto M.B. & Congalton R.G. (1996).** Predicting rare orchid (small whorled pogonia) habitat using GIS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(11): 1269-1279.

**SPSS (2010).** SPSS for windows (statistical package for social sciences). Version 19.0. Chicago, IL: SPSS, Inc.

**SPSS (2012).** SPSS for Windows (Statistical Package for Social Sciences). Version 21.0. SPSS Inc., Chicago, Illinois.

**Stanisci A., Pelino G. & Blasi C. (2005).** Vascular plant diversity and climate change in the alpine belt of the central Apennines (Italy). *Biodiversity & Conservation* 14(6): 1301-1318.

**Taisma M.A. & Wolfgang C. (2005).** Sistema de compatibilidad en la especie distílica "*Cordia curassavica*"(Jacq.) R&S (*Boraginaceae*). *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América*, 30(7): 431-435.

**Tellería J.L. (1999).** Biología de la Conservación: balance y perspectivas. *Ardeola*, 46(2): 239-248.

**Tellería J.L. (2012).** Introducción a la Conservación de Especies. Tundra Ediciones. Valencia.

**Thorntwaite C.W. (1948).** An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38: 55-94.

**Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Moore D.M, Valentine D.H, Walters S.M. & Webb D.A (Eds.). (1968-1980).** Flora Europaea, 2-5. Cambridge at the University Press. London-New York-Melbourne.

**Tutin T.G., Burges N.A., Charter A.O., Edmondson JR., Heywood V.H., Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb. D.A (Eds.). (1993).** Flora Europaea, 1 (second edition). Cambridge at the University Press. London-New York-Melbourne.

**Valdés B. (2000).** *Hedysarum* L. En Castroviejo *et al.* (eds.). Flora iberica VII (ii): 943-955. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Valdés B. (2007).** Notas sobre el género *Echium* L. *Lagascalía*, 27: 53-71.

**Valdés B. (2012).** *Echium* L. En Castroviejo *et al.* (eds.). Flora iberica XI: 414-446. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

**Valdés Bermejo E. (1970).** Estudios cariológicos en crucíferas españolas de los géneros *Moricandia* DC., *Vella* L. *Carrichtera* Adans. y *Hutera* Porta. *Anales del Instituto Botánico A.J. Cavanilles*, 27: 125-133.

**Valentine D.H. & Kress A. (1972).** *Primula*. En: Tutin *et al.* (1972) Flora Europaea, 3: 15-20. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

**Van der Wal R. & Arts K. (2015).** Digital conservation: An introduction. *Ambio*, 44(4): 517-521.

**van Gils H., Conti F., Ciaschetti G., Westinga E. (2012).** Fine resolution distribution modeling of endemics in Majella National Park, Central Italy. *Plant Biosystems*, 146, (Supplement 1): 276-287.

**Vargas P. (2003).** Molecular evidence for multiple diversification patterns of alpine plants in Mediterranean Europe. *Taxon*, 52: 463-476.

**Veloz S.D. (2009).** Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography*, 36: 2290-2299.

**Venables W.N. & Ripley B.D. (2002).** Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.

**Vermeulen C., Lejeune P., Lisein J., Sawadogo P. & Bouché P. (2013).** Unmanned aerial survey of elephants. *PloS one*, 8(2): 1-7.

**Vicioso C. (1946).** Notas sobre la Flora Española. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 6(2): 5-92.

**Vigo J. (1983).** El Poblament vegetal de la Vall de Ribes. I: Generalitats Catàleg florístic. *Acta Botanica Barcinonensia*, 35: 3-793.

**Villar L. (1977).** Una prueba biológica de la existencia de refugios glaciares ("nunataks") en el Pirineo occidental. Actas de la II Reunión Nacional del Grupo de Trabajo del Cuaternario: Jaca 15-20 septiembre 1975: 287-298.

**VV.AA. (Various Authors) (2002-2010).** Base de datos del catálogo de flora vascular silvestre de Castilla y León. Datos correspondientes al proyecto de cartografía detallada de hábitats 2002-2010. Universidades de León, Salamanca y Castilla-La Mancha. Junta de Castilla y León. Línea, Estudios y Proyectos, S.L. Inédito.

**Walther G.R., Beißner S. & Burga C.A. (2005).** Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, 16(5): 541-548.

**Webb D.A. (1972).** *Lathraea* L. En: Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A, Moore D.M., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.A. (eds.), *Flora Europaea*, Vol. 3: 281. Cambridge University Press, Cambridge.

**Wickham H. (2009).** ggplot2: elegant graphics for data analysis. *Springer New York*, 2009.

**Wickham H. (2014).** tidy: Easily Tidy Data with spread() and gather() Functions. R package version 0.2.0. .

**Wickham H. (2015).** readxl: Read Excel Files. R package version 0.1.0. <http://CRAN.R-project.org/package=readxl>.

**Wickham H. & Francois R. (2015).** dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 0.4.2. <http://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

**Wilhere G.F. (2012).** Inadvertent advocacy. *Conservation Biology*, 26(1): 39-46.

**Williams J.N., Seo C., Thorne J., Nelson J.K., Erwin S., O'Brien J.M. & Schwartz M.W. (2009).** Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15: 565-576.

**Willkomm M. & Lange J. (1870).** Prodrromus Florae Hispanicae, Vol. II. Stuttgart.

**Zhang L.B. & Kadereit J.W. (2004).** Classification of *Primula* sect. *Auricula* (*Primulaceae*) based on two molecular data sets (ITS, AFLPs), morphology and geographical distribution. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 146: 1-26.

**Zúñiga B., Malda G. & Suzán H. (2005).** Interacciones Planta- Nodrizas en *Lophophora diffusa* (*Cactaceae*) en un Desierto Subtropical de México. *Biotropica*, 37(3): 351-356.





## Abreviaturas y acrónimos

AIC: *Aikake's Information Criterion*

AOO: Area de Ocupación (*Area of Occupancy*)

al.: *alii*, otros.

BIC: *Bayesian Information Criterion*

BS: *Bootstrap*

CDF: *Cumulative Distribution Function*

CF: *Correction Factor*

cm: centímetro

Cont.: Continúa

coord.: coordinador/es

corr.: corregido

CR: En Peligro Crítico (*Critical Endangered*)

DEM: Modelo Digital de Elevaciones (*Digital Elevation Model*)

E: este

eds: editores

EN: En Peligro (*Endangered*)

EOO: Extensión de Presencia (*Extent of Occurrence*)

FC: Factor de corrección

FCO: Herbario de la Universidad de Oviedo

GBIF: *National Node for Biodiversity Information*

H<sub>0</sub>: Hipótesis inicial

IC: Intervalo de Confianza

Ic: Índice de continentalidad (*Continentality index*)

IGN: Instituto Geográfico Nacional

Ind./m<sup>2</sup>: Individuos por metro cuadrado

Io: Índice ombrotérmico anual (*annual ombrothermic Index*)

It: Índice de Termicidad (*Thermicity Index*)

Itc: Índice de Termicidad Compensado (*Compensated Thermicity Index*)

IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (*International Union for Conservation of Nature*)

GDA: Herbario de la Universidad de Granada

GDD: *Degree-day*

GIS: *Geographic Information Systems*

GPS: *Global Positioning System*

Km: Kilómetro

LC: Preocupación menor (*Least Concern*)

LEB: Herbario LEB de la Universidad de León

LIC: Lugares de Interés Comunitario

m: metro

MA: Herbario del Real Jardín Botánico de Madrid

MAF: Herbario de la Universidad Complutense de Madrid

MDE: Modelo Digital de Elevaciones

MGC: Herbario de la Universidad de Málaga

Maxent: *Maximum entropy algorithm*

ML: *Maximum Likelihood*

N: norte

NT: Casi Amenazado (*Near Threatened*)

NW: noroeste

pp: páginas

Ps: Precipitación estival (*summer Precipitation*)

PE: Índice de Evapotranspiración potencial de Thornthwaite (*Thornthwaite's monthly potential evapotranspiration Index*)

PRUG: Plan Rector de Uso y Gestión

R: raro

RR: Muy raro

RT: Tolerancia al Riesgo (*Risk Tolerance*)

S: sur

S.: *Sigmatum*

SALA: Herbario de la Universidad de Salamanca

SD: Desviación estándar de la media.

SDM: Modelo de Distribución de Especies (*Species Distribution Model*)

Sect.: *Section*

SIC: *Sites of Community Importance*

SIG: Sistemas de Información Geográfica

SIVIM: Sistema de Información de la Vegetación Ibérica y Macaronésica

subas.: subasociación

subsp.: subespecie

SW: suroeste

Tp: Temperatura positiva (*positive Temperature*)

Ts: Temperatura estival (*summer Temperature*)

UTM: Sistema de coordenadas universal transversal de Mercator (*Universal Transverse Mercator*)

VU: Vulnerable (*Vulnerable*)

VV.AA.: Various Authors

W: oeste

WMS: Web Map Service

ZECs: Zonas de Especial Conservación

ZEPA: Zonas de Especial Interés para las Aves

