



Universidad de Oviedo

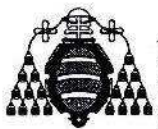
Departamento de Biología de Organismos y Sistemas

Memoria de Tesis Doctoral



**Biología de la conservación de plantas
vasculares en la Cordillera Cantábrica.
Prioridades y casos de estudio.**

Borja Jiménez-Alfaro González



AUTORIZACIÓN PARA PRESENTACIÓN DE TESIS DOCTORAL

Datos del alumno:

Apellidos: JIMENEZ-ALFARO GONZALEZ
 DNI: 9803500A Domiciliado en: OVIEDO
 Calle: PLAZA TRASCORRALES 15 - 3ºD

Curso: 2007/2008

Nombre: BORJA
 Teléfono: 606569101
 C.P. 33009

Datos Académicos:

Programa de Doctorado cursado: La Biología aplicada a la gestión y sostenibilidad de recursos naturales
 Departamento responsable: BIOLOGIA DE ORGANISMOS Y SISTEMAS
 Departamento en que presenta la tesis doctoral: BIOLOGIA DE ORGANISMOS Y SISTEMAS
 Título definitivo de la Tesis: Biología de la conservación de plantas vasculares en la Cordillera Cantábrica. Prioridades y casos de estudio

Autorización del director/es de la tesis

D/Dª: JOSE ANTONIO FERNANDEZ PRIETO
 Departamento: BIOLOGIA DE ORGANISMOS Y SISTEMAS
 D/Dª: ALVARO BUENO SANCHEZ
 Universidad:

Resolución

El Departamento BIOLOGIA DE ORGANISMOS Y SISTEMAS en su reunión de fecha 12 de Mayo de 2008, acordó **dar su conformidad para** la presentación de la tesis doctoral a la Comisión de Doctorado, en cumplimiento de lo establecido en el RD 56/2005 de 21 de Enero.

Asimismo el director/directores de la tesis doctoral, cumplen con el requisito establecido en el artículo 32.1.b del Reglamento de Tercer Ciclo de estudios universitarios, la obtención y expedición del título de Doctor y otros cursos de Postgrado, aprobado por Consejo de Gobierno de fecha 11 de julio de 2005 (BOPA 10.08.2005), y emiten el informe que se adjunta sobre la calidad científica de la misma, en cumplimiento de lo establecido en el R.D. 56/2005 y en el art. 35.1.a.bis del Reglamento de Tercer Ciclo de estudios universitarios, mencionado anteriormente.

Oviedo, 12 de Mayo de 2008

Director/a de la Tesis

Fdo: JOSE ANTONIO FERNANDEZ PRIETO

Director/a de la Tesis

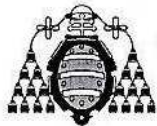
Fdo: ALVARO BUENO SANCHEZ

El Director del Departamento



SR. PRESIDENTE DE LA COMISIÓN DE DOCTORADO DE LA UNIVERSIDAD DE OVIEDO

FOR-OFE-VCE-024



UNIVERSIDAD DE OVIEDO

Vicerrectorado de Actividad Académica, Profesorado y Convergencia
Europea

INFORME SOBRE LA CALIDAD CIENTÍFICA DE LA TESIS DOCTORAL

Alumno: BORJA JIMENEZ-ALFARO GONZALEZ
Título de la Tesis Doctoral: Biología de la conservación de plantas vasculares en la Cordillera Cantábrica. Prioridades y casos de estudio

D. **José Antonio Fernández Prieto**, doctor en Ciencias Biológicas, Profesor Titular del Departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo, y
D. **Álvaro Bueno Sánchez**, doctor en Ciencias Biológicas, investigador de la Universidad de Oviedo y conservador del Jardín Botánico Atlántico;

DECLARAN

- 1- Que la Memoria Doctoral titulada *Biología de la conservación de plantas vasculares en la cordillera cantábrica. Prioridades y casos de estudio*, ha sido realizada bajo su dirección, en el departamento de Biología de Organismos y Sistemas y en el Jardín Botánico Atlántico, por el licenciado en Ciencias Biológicas Borja Jiménez-Alfaro González, y que reúne los requisitos necesarios para considerar el trabajo de investigación doctoral concluido, y por lo tanto apto para su presentación y defensa.
- 2- Que dicha Memoria Doctoral se ajusta a los niveles de calidad científica representados por el tercer ciclo de esta Universidad, en relación con la novedad de sus objetivos, las metodologías empleadas y los resultados obtenidos. Asimismo, las conclusiones del trabajo ofrecen no sólo herramientas científicas de aplicación a la gestión y sostenibilidad de los recursos naturales, sino también nuevos campos de estudio para el desarrollo de ulteriores trabajos científicos.

Y para que así conste, expedimos el presente certificado,

Oviedo, 12 de mayo de 2008

Director de la Tesis

Fdo: JOSE ANTONIO FERNANDEZ PRIETO

Director de la Tesis

Fdo: ALVARO BUENO SANCHEZ



UNIVERSIDAD DE OVIEDO
INDUROT
INSTITUTO DE RECURSOS NATURALES
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



TESIS DOCTORAL

**Biología de la conservación de plantas
vasculares en la Cordillera Cantábrica.
Prioridades y casos de estudio.**

Borja Jiménez-Alfaro González

2008

AGRADECIMIENTOS

Resulta obligado, en el apartado de agradecimientos que encabeza cualquier tesis doctoral o estudio de similar envergadura, reconocer la labor y el apoyo de todas las personas que, de un modo u otro, han colaborado y apoyado el trabajo.

Es éste el momento de agradecer la compañía y aportación de los compañeros involucrados en la universidad o centro de trabajo. Y de valorar, desde el punto de vista investigador, pero también personal, la labor del director o directores de la tesis, así como del resto de personas que han participado en la formación del autor.

Resulta inevitable agradecer a los padres su fertilidad pretérita y su apoyo incondicional; a los amigos, su existencia; y a la pareja, de un modo especial, el sufrimiento paralelo y silencioso que ha llevado junto al doctorando. También es el momento de recordar el orgullo de ser padre, para los que tuvimos la fortuna de crear una vida, además de un trabajo de investigación.

Por último, y como corresponde a personas con un supuesto grado de erudición, resulta apropiado incorporar una o varias citas o aforismos, a ser posible con cierto contenido filosófico, de algún autor clásico, y en latín, del tipo *vita brevis, ars longa, occasio praeceps, experientia falax, iudicium difficile* (=La vida es corta, el arte largo, la ocasión súbita, la experiencia engañosa y el juicio difícil –atribuida a Hipócrates–).

Sin ánimo de caer en una excesiva originalidad, espero que todas las tipologías de personas aquí mencionadas, y que de una manera u otra me han apoyado los últimos años, se den por aludidas y reconocidas con mi infinita gratitud.

Ello no quita que, de un modo más prosaico, cada uno de los capítulos que conforman esta tesis doctoral incluya el justo agradecimiento a las personas e instituciones que han participado en el desarrollo de cada uno de los trabajos.

A todos,
gracias.

CONTENIDOS

▪ Introducción general	1
I- La crisis de la biodiversidad y la conservación vegetal.....	1
II- Los sistemas de montaña frente al cambio global.....	2
III- La Cordillera Cantábrica como objeto de estudio.....	4
Localización geográfica	4
Conocimiento botánico del territorio	6
Amenazas sobre la biodiversidad vegetal	7
Estrategias de conservación	9
IV- La biología de la conservación	11
Conceptos básicos	11
Herramientas de estudio.....	12
El estudio de poblaciones de plantas.....	13
V- Planteamiento y estructura del trabajo.....	14
Objetivos generales	14
Primera parte	15
Segunda parte.....	16
Referencias bibliográficas	18
Capítulo 1 ▪ Biodiversidad vegetal orocantábrica	25
1.1 Introducción	26
1.2 Metodología	28
1.2.1 Área de estudio.....	28
1.2.2 Fuentes de datos.....	29
1.2.3 Síntesis y análisis de datos	31
1.3. Resultados.....	34
1.3.1 Heterogeneidad de las fuentes	34
1.3.2 Conocimiento del territorio.....	36
1.3.2 Riqueza de plantas vasculares.....	40
1.3.3 Flora vascular endémica y subendémica orocantábrica.....	41
1.3.5 Flora amenazada	43
1.3.5 Riqueza y endemidad de hábitats	43
1.3.6 Hábitats amenazados.....	44
1.4. Conclusiones y discusión	48
1.4.1 Conocimiento de la biodiversidad vegetal	48
1.4.2 Valoración general de la biodiversidad orocantábrica.....	50
1.4.3 Indicadores sobre el estado de conservación.....	51
1.4.4 Consideraciones finales.....	54
Agradecimientos.....	55
Referencias bibliográficas	55
ANEXO (1).....	61
a) Flora vascular endémica y subendémica orocantábrica.	61
b) Hábitats de la Cordillera Cantábrica.....	70

Capítulo 2	▪ Caracterización de áreas de endemidad de plantas vasculares en las montañas del noroeste de la Península ibérica	79
2.1	Introducción	80
2.2	Metodología	81
2.2.1	Área de estudio	81
2.2.2	Selección de táxones y obtención de datos	82
2.2.3	Análisis de datos	83
2.3	Resultados	85
2.3.1	Distribución de las plantas endémicas seleccionadas	85
2.3.2	Correlación espacial	89
2.3.3	Análisis de parsimonia de endemismos (PAE)	90
2.3.4	Clasificación TWINSPLAN	92
2.4	Conclusiones y discusión	93
2.4.1	Áreas de endemidad	93
2.4.2	Patrones espaciales de endemidad	95
2.4.3	Conexiones biogeográficas	96
2.4.4	Implicaciones para la conservación	98
	Referencias bibliográficas	99
Capítulo 3	▪ Patrones de rareza, distribución y hábitat en la flora amenazada de la Cordillera Cantábrica	103
3.1	Introducción	104
3.2	Metodología	105
3.2.1	Selección de táxones	105
3.2.2	Distribución y hábitat	105
3.2.3	Tipos de rareza	106
3.3	Resultados	108
3.3.1	Flora amenazada orocantábrica	108
3.3.2	Distribución geográfica	109
3.3.3	Afinidad ecológica	111
3.3.4	Hábitat	112
3.3.5	Tipos de rareza	113
3.3.6	Variabilidad ecológica y rareza	115
3.4	Conclusiones y discusión	115
3.4.1	Patrones de rareza en la flora orocantábrica	115
3.4.2	Rareza local <i>vs</i> rareza nacional	117
3.4.3	Implicaciones para la conservación de flora vascular orocantábrica	118
	Referencias bibliográficas	119
	ANEXO (3)	121
Capítulo 4	▪ Establecimiento de prioridades para la conservación de flora vascular en la Cordillera Cantábrica	127
4.1	Introducción	128
4.2	Metodología	131
4.2.1	Criterios de selección y definición de clases	131
4.2.2	Valoración de clases y elaboración de un índice de prioridad	132
4.2.3	Comparación con un sistema por rangos	133

4.3 Resultados.....	134
4.3.1 Valoración de clases.....	134
4.3.2 Índice Ponderado de Prioridad.....	136
4.3.3 Comparación de valores.....	136
4.4 Conclusiones y discusión.....	138
4.4.1 Valoración ponderada de criterios.....	138
4.4.2 Aplicaciones a escala biogeográfica.....	139
4.4.3 Consideraciones finales.....	142
Referencias bibliográficas.....	143
ANEXO (4) – Plantas prioritarias en la Cordillera Cantábrica.....	146
Capítulo 5 ▪ Estimación del área de ocupación potencial de <i>Empetrum nigrum</i> L. subsp. <i>nigrum</i> a una escala de alta resolución.....	151
5.1 Introducción.....	152
5.2 Metodología.....	156
5.2.1 Área de estudio.....	156
5.2.2 Obtención y análisis de datos.....	157
5.3 Resultados.....	163
5.3.1 Muestreo inicial.....	163
5.3.1 Modelo previo y muestreo adaptativo.....	164
5.3.2 Modelo GLM.....	166
5.3.3 Área de ocupación potencial.....	167
5.4 Conclusiones y discusión.....	168
5.4.1 Distribución espacial de <i>Empetrum nigrum</i> subsp. <i>nigrum</i>	168
5.4.2 Área de ocupación real y potencial.....	169
5.4.3 Aplicaciones para la conservación.....	172
Agradecimientos.....	174
Referencias bibliográficas.....	174
Capítulo 6 ▪ Indicadores de variabilidad en poblaciones fragmentadas de <i>Senecio</i> <i>boissieri</i> DC., endemismo orófilo de la Península Ibérica.....	179
6.1 Introducción.....	180
6.2 Metodología.....	183
6.2.1 Muestreo de poblaciones.....	183
6.2.2 Análisis genético.....	185
6.2.3 Análisis fitocenótico.....	186
6.2.4 Análisis climático.....	186
6.2.5 Análisis de correlación.....	188
6.3 Resultados.....	189
6.3.1 Diversidad genética.....	189
6.3.2 Diversidad florística y unidades de vegetación.....	191
6.3.2 Diversidad climática.....	193
6.3.4 Correlación entre indicadores.....	195
6.4 Conclusiones y discusión.....	198
6.4.1 Fragmentación poblacional de <i>Senecio boissieri</i>	198
6.4.2 Indicadores de variabilidad y selección de unidades de conservación.....	200
6.4.3 Consideraciones finales.....	202

Agradecimientos.....	203
Referencias bibliográficas	203
ANEXO (6).....	209
Capítulo 7 ▪ Estructura del hábitat y viabilidad poblacional de <i>Aster pyrenaeus</i> Desf. ex DC. en los Picos de Europa	211
7.1 Introducción	212
7.2 Metodología	215
7.2.1 Área de estudio.....	215
7.2.2 Distribución espacial.....	216
7.2.3 Seguimiento demográfico	218
7.2.4 Análisis de Viabilidad Poblacional y dinámica del hábitat	220
7.3 Resultados.....	222
7.3.1 Estructura espacial y hábitat.....	222
7.3.2 Estructura poblacional y tasas vitales.....	227
7.3.3 Proyección demográfica	229
7.4 Conclusiones y discusión	233
7.4.1 Distribución y hábitat de <i>Aster pyrenaeus</i>	233
7.4.2 Demografía y viabilidad poblacional	235
7.4.3 Efectos de la transformación del paisaje	236
7.4.4 Conclusiones generales	237
Agradecimientos.....	239
Referencias bibliográficas	239
Capítulo 8 ▪ Diversidad y conservación de fuentes carbonatadas: valoración a través de una planta indicadora, <i>Centaureium somedanum</i> M.Láinz	245
8.1 Introducción	246
8.2 Metodología	249
8.2.1 Obtención de datos	249
8.2.3 Análisis de datos	250
8.3 Resultados.....	252
8.3.1 Distribución poblacional de <i>C. somedanum</i>	252
8.3.2 Variabilidad florística de las comunidades vegetales	254
8.3.3 Valoración florística	258
8.4 Conclusiones y discusión	260
8.4.1 Especies indicadoras de fuentes carbonatadas.....	260
8.4.2 Diversidad y amenaza de fuentes carbonatadas.....	261
8.4.3 Implicaciones para la conservación	263
Agradecimientos.....	265
Referencias bibliográficas	265
ANEXO (8).....	269
▪ Conclusiones generales.....	273

▪ **Introducción general**

I- La crisis de la biodiversidad y la conservación vegetal

La biodiversidad fue definida, en la *Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo* (de Río de Janeiro, 3 al 14 de junio de 1992), como la “variedad y variabilidad de todo tipo de organismos vivos y de los complejos ecológicos de los que forman parte, comprendiendo la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”. De este modo se establecía un marco de actuación de referencia para hacer frente al cambio global, proceso de alteración humana de la vida natural en el planeta, y que se ha ubicado en el periodo histórico actual o *antropoceno* (Crutzen & Stoermer, 2000). El efecto directo del cambio global se refleja en la denominada *sexta extinción* (Leakey & Lewin, 1996), la extinción masiva más importante desde el periodo cretáceo, y que actualmente afecta a la mayor parte de las regiones habitadas por el hombre, desde los océanos hasta las regiones montañosas.

Como respuesta a la extinción de especies y ecosistemas, el Convenio de Diversidad Biológica (CBD, 2001) definió las pautas adecuadas para la *conservación biológica*, entendida ésta como el conjunto de herramientas y estrategias encaminadas al mantenimiento de la biodiversidad en el planeta. El CBD marcó además una serie de objetivos, basados en los mecanismos principales de conservación, generalmente sintetizados en acciones *in situ* (protección de los sistemas naturales en su lugar de origen) y acciones *ex situ* (a través de la preservación de los recursos genéticos fuera de su hábitat). En términos generales, las estrategias de conservación biológica deben contar con la participación conjunta de cuatro ámbitos fundamentales de la sociedad moderna (Laguna, 2002): (1) científico, (2) educativo-divulgativo, (3) jurídico, y (4) técnico.

El efecto más visible de las estrategias de conservación y la colaboración de todos los ámbitos implicados se refleja en el elevado número de espacios protegidos actualmente existentes, como mecanismos más adecuados y eficaces para la conservación *in situ*. Sin embargo, la simple definición de áreas protegidas no garantiza la perpetuación de especies y ecosistemas (Heywood & Dulloo, 2005), por lo que resulta necesario establecer acciones específicas para hacer frente a los procesos de fragmentación, simplificación o reducción de hábitats, tanto dentro como fuera de los espacios protegidos.

La conservación de especies y ecosistemas debe considerar, además, la preservación de los procesos ecológicos que las mantienen (Fleishman *et al.*, 2006), proponiéndose

diferentes métodos de estudio y análisis de la biodiversidad y de la diversidad biológica, conceptos que si bien suelen considerarse análogos, responden a diferentes modos de comprender la naturaleza (Margalef, 2002; Pineda *et al.*, 2002).

El estudio de la biodiversidad terrestre, *sensu lato*, puede ser abordado desde numerosos puntos de vista (Primack & Ros, 2002), entre los cuales la cubierta vegetal representa un pilar fundamental. Tomando como referencia la hipótesis GAIA (Lovelock, 1993), según la cual existe una interacción crucial entre los organismos y las características físico-químicas del planeta, actuando éste como un único superorganismo, la cubierta vegetal actuaría como un “eslabón” fundamental entre los diferentes sistemas biológicos. De este modo, la interacción de las plantas con el clima y el suelo, así como su condición de “sustento” de nichos ecológicos y productores primarios, otorgan a la vegetación un papel relevante, constituyendo una parte fundamental de los “hábitats” de numerosos grupos biológicos.

Actualmente, la conservación y protección de los recursos genéticos contenidos en las plantas representa uno de los principales objetivos de la conservación en los medios terrestres, debido a sus implicaciones económicas, sociales y ecológicas. Así, la conservación de plantas se traduce en numerosas ventajas para la sociedad, en campos tales como la alimentación, la economía, la medicina o la conservación de áreas naturales (Rolston, 2004). En este marco, la aplicación del Convenio sobre Diversidad Biológica ha sido especialmente relevante en el campo de la botánica (Williams *et al.*, 2003). Los compromisos adquiridos para el mantenimiento de los recursos genéticos de las especies silvestres se han traducido en numerosas iniciativas destinadas a la conservación vegetal, destacando aquellas establecidas en el ámbito global (Estrategia Global para la Conservación Vegetal, 2002) y su aplicación directa en los países de la Unión Europea (Estrategia Europea para la Conservación de la Flora, 2003).

II- Los sistemas de montaña frente al cambio global

Los territorios de montaña son centros privilegiados de biodiversidad, especialmente en el ámbito de las regiones de clima templado, donde constituyen los principales centros de endemidad y riqueza de especies (Ozenda, 2002). El año 2002, seleccionado por la UNESCO como “año internacional de las montañas”, impulsó la concienciación general sobre la importancia y valor de las regiones montañosas del planeta, con una especial implicación del mundo científico, a través de la 1ª *conferencia internacional sobre la biodiversidad de montaña* (Körner & Spehn, 2002). Esta y otras iniciativas sirvieron, además, para poner de manifiesto el impacto del cambio global en los sistemas de montaña, documentados a través de diferentes estudios relacionados con las alteraciones climáticas (Guisan & Theullirat, 2000; Thuiller *et al.*,

2005), los cambios en los usos del suelo (Spehn *et al.*, 2005) o la influencia de especies exóticas invasoras (Dietz *et al.*, 2006). Los cambios producidos en la estructura y composición de la biodiversidad, junto a los procesos dinámicos que, de forma natural o inducida, afectan a los ecosistemas de montaña, se traducen en una gran complejidad de hábitats y paisajes (McElroy, 1986). En las regiones montañosas europeas, el fuerte impacto sufrido a partir del siglo XIX, a través de las actividades humanas y los ritmos de explotación/abandono (Lasanta Martínez, 1990) hacen que la situación actual de estos territorios se encuentre en un momento histórico crucial, desde el punto de vista de la conservación de hábitats y especies.

Los cambios en los usos del territorio pueden considerarse como los principales factores de impacto sobre la biodiversidad de los territorios de montaña, a través del efecto directo de la explotación del territorio (Spehn *et al.*, 2005). Los principales aspectos relacionados con estas amenazas deben comprenderse a través de las condiciones socio-económicas propias de cada área de montaña (Körner *et al.*, 2005), con el fin de establecer estrategias adecuadas de conservación, e involucrando a todos los sectores implicados, desde el ámbito científico al de gestión.

Entre las iniciativas actuales para la conservación de las áreas de montaña, destaca el proyecto GLOCHAMORE (*Global Change and Mountain Regions*), promovido por la *Mountain Research Initiative* (a través de los programas MAB y IHO de la UNESCO) y la Unión Europea (mediante el VI Programa Marco). GLOCHAMORE representa una estrategia de investigación a nivel global, en la que se establecen los principales objetos de estudio que deben considerarse como base para la conservación de los sistemas biológicos de montaña, entre los que se destacan los siguientes (Bjørnsen, 2006): (1) el clima; (2) los cambios en el uso del suelo; (3) la criosfera; (4) los sistemas acuáticos; (5) el aspecto funcional de ecosistemas, a través de los ciclos biogeoquímicos; (6) el inventariado y seguimiento de la biodiversidad; (7) riesgos naturales como inundaciones, avalanchas o incendios; (8) factores determinantes de salud pública; (9) economías de montaña, como el empleo, el turismo o la explotación del territorio; y (10) la implicación de la sociedad en relación con el cambio global.

El objetivo final de estas propuestas es servir de referencia para la elaboración de los planes de investigación relacionados con la conservación de la biodiversidad en áreas de montaña, en función de las necesidades actuales. Sin embargo, es necesario individualizar, en cada caso, las características de cada región de montaña, a la hora de abordar el estudio de los factores relacionados con la extinción o alteración de especies, poblaciones o hábitats.

III- La Cordillera Cantábrica como objeto de estudio

Localización geográfica

Las montañas cantábricas, en sentido amplio, forman un complejo sistema montañoso a lo largo de un eje este-oeste que atraviesa el norte de la Península Ibérica, desde Galicia hasta los Pirineos, y que supone el límite occidental de las cadenas alpinas euroasiáticas (Figura I). El apelativo *cantábrico* (etimológicamente, “los pueblos de las montañas”, formado por *cant-* / montaña y el gentilicio *-abro*), procede del nombre de los pueblos prerromanos que habitaban al este de los ríos Sella y Esla, con límite sudoeste en los montes de Oca y noroeste en Santoña (Martino, 2002). Aún en el marco de los conocimientos actuales sobre el territorio, la delimitación precisa de la Cordillera Cantábrica puede presentar diferentes interpretaciones, desde el punto de vista geológico, geográfico, florístico, etc.

Siguiendo un criterio orográfico, la Cordillera Cantábrica puede quedar restringida al territorio que engloba, de forma continua y a lo largo de su eje este-oeste, las cumbres más elevadas del noroeste peninsular, principalmente las que superan los 1500 metros de altitud, así como los valles situados en sus alrededores (Figura I). El área así definido coincide con la denominada *Cordillera cántabro-astúrica* (Martin-Serrano, 1994), cuyo eje discurre casi completamente en dirección este-oeste, diferenciándose así de las montañas galaico-leonesas, situadas al oeste, y de los montes vasco-cantábricos, al este. Martin-Serrano (1994) apunta sin embargo la dificultad de delimitar los extremos santanderino y galaico de la Cordillera Cantábrica, desde un punto de vista orográfico.

En términos geológicos, las áreas más elevadas de la Cordillera Cantábrica coinciden, en su sector oriental, con el límite entre la *zona cantábrica* y la *zona vasco-cantábrica*, donde la brusca interrupción de los relieves paleozoicos de la primera (Ugarte, 1994), en el área de la sierra de Peña, da paso a materiales geológicos mesozoicos más recientes. En el área occidental, las áreas de mayor altitud del límite oeste de la Cordillera Cantábrica se corresponden con la unidad geológica de Navia-Alto Sil, en el seno de la *zona astur-occidental leonesa*. En esta área, especialmente a partir de la sierra de Ancares y su continuación en la sierra del Caurel, el eje orográfico de la Cordillera Cantábrica sufre un brusco cambio de orientación, con implicaciones en las redes hidrográficas, las cuales comienzan a verter aguas hacia el Atlántico, en el ámbito de las montañas galaico-leonesas.

Desde un punto de vista biogeográfico, La Cordillera Cantábrica puede incluirse, de forma genérica, en el denominado *sistema alpino europeo* (Ozenda, 1985), en el sentido del conjunto de montañas con un importante complejo de flora orófila y que incluye

Sierra Nevada, los Pirineos, los Alpes, los Apeninos, los Cárpatos o los Balcanes. Sin embargo, la Cordillera Cantábrica presenta unas características propias, definidas por su menor altitud, su origen hercínico y la combinación de una fuerte oceanidad y la influencia del clima mediterráneo, así como una historia climática estrechamente relacionada con la historia geológica de la Península Ibérica.

La conformación definitiva de estas montañas se produjo durante la orogenia alpina, durante el periodo *terciario*, en un momento en que predominaba un clima subtropical cálido y uniforme, y dominaban los bosques subtropicales de laurisilva. El periodo posterior de enfriamiento y continentalización transformó la flora lauroide en flora esclerófila (Sitte *et al.*, 2004), convirtiendo las áreas montañosas peninsulares en centros de especialización de un componente orófilo o *alpino* que sufriría alternancias de conexión y aislamiento durante las glaciaciones pleistocénicas, dando origen a los procesos de vicarianza comúnmente señalados en estos territorios (Favarger, 1956, 1995). La entrada al Holoceno supuso el progresivo paso hacia un periodo cálido, a través de los periodos *tardiglacial* y *postglacial*, entrando finalmente en un *periodo caluroso* o *periodo atlántico* (6000-4000 a.C). Este periodo provocó la migración definitiva de plantas adaptadas al frío hacia las montañas, mientras que la tundra dominante en el periodo anterior fue sustituida por bosques mixtos planifolios (García Antón *et al.*, 2002), y posteriormente por nuevas especies dominantes, como el haya.

La fitogeografía actual de la Cordillera Cantábrica ha sido tratada en el último siglo en diferentes estudios referentes a la Península Ibérica (Braun-Blanquet, 1919; Walter, 1990; Bolós, 1985; Rivas-Martínez, 1982, Rivas-Martínez *et al.*, 2002), asignándole en todos los casos una posición fronteriza o de transición entre la región eurosiberiana y la región mediterránea. A partir de 1970 se acuñó la denominación de *provincia orocantábrica* (Figura I), definida primeramente como territorio mediterráneo (Rivas-Martínez, 1973; Navarro & Díaz González, 1977) y finalmente como eurosiberiano, a partir de una aproximación fundamentalmente bioclimática. La última propuesta de Rivas-Martínez *et al.* (2002) considera la subprovincia Orocantábrica en el contexto de los territorios de macrobioclima *templado* de la Península Ibérica (*provincia cántabro-atlántica*), además de unidades subordinadas como *sectores*, *distritos* y *comarcas* (Rivas-Martínez *et al.*, 2007). El carácter fronterizo de la Cordillera Cantábrica puede apreciarse tanto en su componente florístico, abundante en estirpes mediterráneas y eurosiberianas, como en la distribución espacial de las plantas de montaña, en muchos casos relacionada con la acusada disimetría norte-sur, característica que comparte con el resto de montañas europeas de influencia mediterránea (Nagy, 2006).

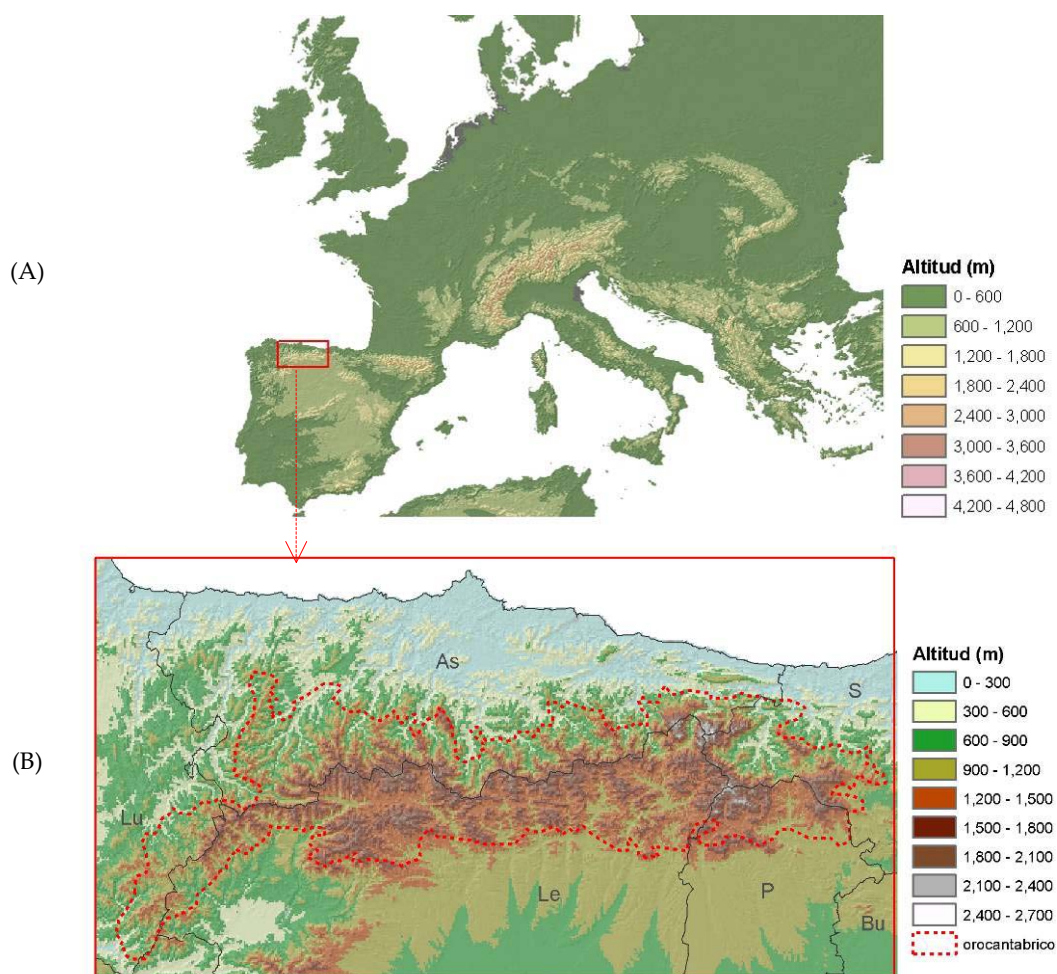


Figura I. (A) Ubicación de la Cordillera Cantábrica en el contexto del relieve europeo. (B) mapa hipsométrico del entorno del territorio Orocantábrico (a partir de Rivas Martínez *et al.*, 2002) y división administrativa de las provincias que ocupa: Lugo (Lu), Asturias (As), León (Le), Santander (S), Palencia (P) y Burgos (Bu).

Conocimiento botánico del territorio

La Península Ibérica representa uno de los principales centros de diversidad vegetal del mediterráneo occidental, con cerca de 8000 especies de plantas vasculares (Castroviejo, 2002) y más de 200 asociaciones vegetales descritas (Rivas-Martínez *et al.*, 2002). En este contexto, la Cordillera Cantábrica se perfila como un macizo montañoso de gran extensión, donde el estudio de la biodiversidad vegetal ha tenido una larga trayectoria histórica. Los primeros estudios botánicos modernos de historia natural que incluyen el territorio están documentados a partir del siglo XIX, en obras generales sobre la Península Ibérica o parte de ella (Wilkomm, 1896;

Wilkomm & Lange, 1861-1880; Leresche & Levier, 1880; Colmeiro, 1885-1889; Gandoger, 1895; Merino, 1905; etc.), donde es común encontrar referencias botánicas sobre la Cordillera Cantábrica, en algunos casos a través de las citas de otros naturalistas como Lagasca, Durieu, Bourgeau o Pérez Minguez. A comienzos del siglo XX, las expediciones botánicas comenzaron a perfilarse como herramientas básicas del conocimiento científico, encontrando un importante número de publicaciones referidas al ámbito cantábrico (Lacaita, 1929; Guinea, 1948; Buch, 1951; Lázaro Ibiza, 1920; Rothmaler, 1935; Borja, 1953; Camara Niño, 1957; Losa, 1956, 1958; Losa & Montserrat, 1953, 1954; Laínz, 1982, etc).

En la segunda mitad del siglo XX comienza un nuevo periodo de conocimiento, siguiendo las disciplinas relacionadas con la ecología vegetal desarrolladas en centroeuropa, como la geobotánica o la fitosociología. Las prospecciones botánicas en la Cordillera Cantábrica comienzan así a aplicar un concepto ecológico al conocimiento de la distribución de plantas, concibiendo la biodiversidad vegetal desde un punto de vista integrado con los factores ambientales y las unidades específicas de paisaje (Rivas Goday & Rivas-Martínez, 1958; Tuxen & Oberdorfer, 1958; Rivas-Martínez *et al.*, 1971, Rivas-Martínez *et al.*, 1984, etc.).

A pesar del conocimiento actualmente existente, los estudios botánicos referidos a la biodiversidad de la Cordillera Cantábrica en su conjunto son escasos, debido a la preponderancia de trabajos de carácter local o regional. Entre los escasos trabajos que abordan la biodiversidad vegetal del territorio, destacan algunos análisis florísticos comparativos con otras montañas o territorios ibéricos (Losa, 1956; Navarro Andrés & Díaz González, 1977; Fernández Prieto, 1983; Rivas-Martínez *et al.*, 1984, 1990) o aquellos relacionados con la flora endémica en el contexto de la biogeografía histórica (Montserrat & Villar, 1972; Hernández Bermejo & Sainz Ollero, 1984; Moreno Saíz *et al.*, 1998).

Amenazas sobre la biodiversidad vegetal

Al igual que otras regiones montañosas, la Cordillera Cantábrica ha sufrido, a lo largo de su historia reciente, cambios drásticos en el aprovechamiento del territorio, derivados en su mayor parte del impacto de las actividades humanas. Entre los principales factores que amenazan la diversidad vegetal actual del territorio, pueden destacarse dos, si bien íntimamente relacionados: (1) factores relacionados con el desarrollo socio-económico, como la creación de infraestructuras y equipamientos, y (2) factores relacionados con el aprovechamiento de los recursos naturales. En el primer caso, la construcción de vías de comunicación, zonas urbanizadas, áreas turísticas y estaciones de esquí alpino representan los principales elementos de alteración del territorio, cuyos efectos suelen reducirse al área en que se desarrollan.

Las amenazas relacionadas con el aprovechamiento de los recursos naturales han afectado a la Cordillera Cantábrica desde hace más de 2000 años, si bien puede considerarse que el mayor impacto derivado del aprovechamiento ganadero, forestal o agrícola del territorio se produjo en el siglo XIX, tal y como ocurrió en la mayor parte de las montañas europeas (Lasanta Martínez & Ruíz Flaña, 1990). Como resultado de ello, los bosques de las montañas cantábricas están actualmente diezmados y sometidos a una importante fragmentación espacial (García *et al.*, 2005), lo que afecta de un modo directo a la viabilidad de especies “paraguas” como el oso (*Ursus arctos*) o el urogallo (*Tetrao urogallus* subsp. *cantabricus*) (Naves, 2003; Quevedo *et al.*, 2006). Además, la tendencia actual de abandono de cabañas ganaderas de tamaño medio o pequeño, pero con una fuerte intensificación en pocas áreas de producción, afecta la conservación de hábitats seminaturales ligados a la actividad humana, proceso desde hace tiempo conocido en otras montañas europeas.

El efecto del cambio climático, como asunto de primer orden en el panorama social y ambiental actual (se puede consultar información actualizada en el IPCC, *Intergovernmental Panel of Climate Change*, www.ipcc.ch), es otro factor a tener en cuenta para la elaboración de estrategias de conservación (Hannah *et al.*, 2002). La *Evaluación Preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático* (Moreno Rodríguez, 2005), documenta los principales efectos de las proyecciones de cambio climático del IPCC sobre la biodiversidad vegetal en España (Fernández-González *et al.*, 2005), apuntando hacia una *mediterraneización* del clima en el área norte peninsular. Estos autores consideran los hábitats de montaña entre los más amenazados por el cambio climático, definiendo un alto riesgo de declinación o extinción en el caso de la alta montaña cantábrica, con un mayor impacto respecto a las montañas pirenaicas, pero de menor envergadura que los cambios esperados para las montañas del sistema central ibérico. Esta predicción coincide con los modelos que apuntan la vulnerabilidad de la flora de montaña frente al cambio climático (Guisan & Theurillat, 2000), especialmente en áreas de transición bioclimática (Thuiller *et al.*, 2005), como es el caso de la Cordillera Cantábrica. Sin embargo, apenas existen estudios referidos a los efectos del cambio climático sobre el territorio, y tampoco listados de especies o hábitats potencialmente sensibles. En el ámbito del norte peninsular, del Río (2005), analiza las tendencias en la precipitación y la temperatura durante el periodo 1961 / 1997 en Castilla y León, definiendo cuál sería el cambio esperado en la vegetación durante el siglo XXI, y estimando, para la vertiente meridional de la Cordillera Cantábrica, una tendencia a la disminución general de la precipitación media anual y un aumento de la temperatura, provocando un efecto de *atemperamiento* que contrastaría con la tendencia de *mediterraneización* indicada anteriormente.

Otro de los principales problemas del medio ambiente en la Cordillera Cantábrica está relacionado con los incendios forestales (Marquínez *et al.*, 2003; Álvarez García & Marquínez García, 2007). De hecho, la zona occidental de las montañas de Asturias y León representan una de las zonas de mayor incidencia de incendios en España (Vélez, 2000), sólo superados por Galicia y la comarca leonesa del Bierzo. La degradación de la cubierta vegetal y la erosión provocada por los incendios forestales representa actualmente un problema importante para la conservación de la biodiversidad cantábrica, razón por la cual diferentes instituciones elaboran planes de predicción y prevención frente a incendios, mediante la elaboración de estudios específicos o herramientas cartográficas (Álvarez García & Marquínez García, 2007; Rodríguez Martín, 2006).

Estrategias de conservación

Los espacios protegidos en España representan actualmente cerca del 6% de la superficie nacional (Reyero, 2002), si bien se prevé que, en el marco de la Red Natura 2000, la superficie protegida llegará al 23% (Morillo y Gómez-Campo, 2000). La Red Natura 2000 constituye uno de los planes de conservación más ambiciosos del planeta (Rifkin, 2004) y se configura como resultado de la aplicación de la Directiva 97/62/CE del Consejo, de 27 de octubre de 1997. Esta norma europea obliga a la conservación de hábitats y especies de interés comunitario, principalmente a través de la designación de *Lugares de Interés Comunitario* (LIC)– declarados en el futuro como *Zonas de Especial Conservación* (ZEC)– y de *Zonas de especial Conservación para las aves* (ZEPA).

En el momento actual, el 90% de la superficie de la Cordillera Cantábrica ha sido reconocida como LIC ó ZEPA por mediación de las diferentes administraciones autonómicas, lo que implica la aplicación de una serie de normativas de gestión relacionadas con la conservación. Además, una buena parte de los territorios incluidos en la Red Natura 2000 y en las redes de espacios naturales protegidos han sido declarado como Reserva de la Biosfera, con el objetivo de asegurar la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible. Tal es el caso de Muniellos (declarada en el año 2000), Somiedo (2000), Redes (2001), Picos de Europa (2003), Valle de Laciana (2003), Babia (2004), Alto Bernesga (2005), Los Valles de Omaña y Luna (2005), Ancares Leoneses (2006), y Os Ancares Lucenses y Montes de Navia, Cervantes y Becerreá (2006).

Si bien la Red Natura 2000 constituye una herramienta fundamental para la conservación de la biodiversidad en la Cordillera Cantábrica, su declaración debe considerarse tan sólo como un marco adecuado para el desarrollo de acciones reales de conservación. Las principales herramientas para la conservación efectiva del

territorio se basan en los planes de ordenación y gestión territorial, siguiendo los compromisos adquiridos por el estado y las Comunidades Autónomas en relación con la conservación de la naturaleza, a raíz del Convenio de Diversidad Biológica (CBD). Sin embargo, estas iniciativas deben contar con información previa sobre los objetivos concretos de conservación, así como con evidencias científicas suficientes para su aplicación. En relación con la biodiversidad vegetal, iniciativas como las desarrolladas desde Planta Europa (www.plantaeuropa.com) para la definición de Áreas de Importancia para las Plantas (*Important Plant Areas*), o la Estrategia Europea para la Conservación de las Plantas (2003), consideran la necesidad de establecer prioridades para la conservación, así como acciones específicas *ex situ* o *in situ* para las especies y hábitats considerados como prioritarios, o para los cuales se ha definido un riesgo de extinción. En la misma línea se dirigen los programas de apoyo de la UICN, como la Cuenta Atrás 2010 (www.cuenta.atras2010.es), con el objetivo de cumplir con los requerimientos del CBD, en materia de conservación de especies y hábitats amenazados.

A partir de la información disponible sobre las prioridades de conservación y sus amenazas, las estrategias comentadas destacan la necesidad de realizar planes de conservación o recuperación para especies amenazadas, así como acciones de conservación *in situ* o *ex situ* de carácter urgente o preventivo, acciones que las diferentes Comunidades Autónomas con territorios en la Cordillera Cantábrica deberán afrontar con urgencia en los próximos años. Sin embargo, la división administrativa actual no favorece la aplicación de sistemas de conservación efectivos, ya que las prioridades suelen establecerse en un ámbito geopolítico (Rodrigues & Gaston, 2002). Recientemente se ha planteado la necesidad de una perspectiva única frente a la conservación vegetal de la Cordillera Cantábrica (Bueno *et al.*, 2005), que ha impulsado a investigadores de diferentes instituciones a la creación de la *Red Cantábrica de Conservación Vegetal* (Bueno *et al.*, 2007), grupo de trabajo incluido en el seno de la Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas (www.conservacionvegetal.com). El área de estudio de esta Red incluye, además de la costa cántabro-atlántica, la Cordillera Cantábrica como elemento de conexión entre las diferentes áreas administrativas. A partir de esta u otras iniciativas, como la ya comentada red de investigación frente al cambio global (Bjørnsen, 2006) se define un ámbito de actuación en el que los centros de investigación afrontan el reto de ofrecer bases biológicas aplicables en las estrategias de conservación, a través de diferentes estudios, como la actualización de bases de datos y atlas de biodiversidad, el análisis de indicadores ecológicos, la selección de especies de interés para la conservación, los estudios sobre poblaciones de especies amenazadas, la influencia de los cambios climáticos y del paisaje, etc.

IV- La biología de la conservación

Conceptos básicos

La disciplina de la Biología de la Conservación tiene como principal objetivo el conocer y definir las pautas que permitan mantener el mayor grado de diversidad biológica posible, entendida ésta desde las moléculas ribonucleicas hasta los más complejos ecosistemas funcionales (Frankel *et al.*, 1995). El término *conservation biology* fue acuñado en los años 80 por Soulé & Wilcox (1980), en un momento en que se hizo necesario definir una línea de investigación que diese respuestas a las altas tasas de extinción que empezaron a ser medidas durante la segunda mitad del siglo veinte. Se trata de una disciplina impulsada principalmente desde la ecología (Frankel *et al.*, 1995), que a lo largo de los años ha ido definiéndose como una ciencia multidisciplinar. Desde la primera declaración de intenciones del Convenio de Berna, hasta los recientes acuerdos del CBD, el desarrollo de la biología de la conservación ha ido creciendo en numerosos ámbitos de estudio (Fazey *et al.*, 2005), como respuesta de la necesidad de información útil para hacer frente a la pérdida de biodiversidad. El hecho de no constituirse como ciencia independiente, sino como una corriente interdisciplinar a la que acuden científicos de toda índole, ha llevado a reunir bajo el mismo techo a taxonomos, genetistas, ecólogos y científicos de diferentes ramas de las ciencias biológicas o ambientales.

Un enfoque científico conservacionista debe considerar los factores fundamentales que determinan el crecimiento de un sistema biológico en el tiempo (Solbrig, 1991): (1) factores ambientales, que determinan la disponibilidad de recursos; (2) las características demográficas de las poblaciones; y (3) la interacción entre especies (competencia, mutualismo, depredación, etc.). Estos factores deben ser integrados y aplicados por el conocimiento científico, con el objetivo último de evitar la extinción o declinación de especies, a partir del estudio de las causas que provocan su regresión (Bañares *et al.*, 2001). La biología de la conservación estudia también los factores implicados en los procesos naturales de extinción y dinámica de la biodiversidad, si bien actúa principalmente como una *disciplina de crisis*, en respuesta a la extinción inducida por las actividades humanas (Meine, 1999).

Entre las principales bases conceptuales de la biología de la conservación, suele destacarse el estudio de conceptos biológicos clave para esta disciplina, en el ámbito de áreas afines como la taxonomía, la ecología, la genética, la geografía o la biología evolutiva (Trombulak *et al.*, 2004). A la hora de obtener resultados útiles para la conservación, tradicionalmente se distingue entre los estudios basados en especies concretas (*single-species approach*) de los enfoques dirigidos a la conservación del ecosistema o las comunidades (*ecosystem approach*) (Noss, 1996). Debido a que ambos

enfoques están íntimamente interrelacionados (Soulé & Mills, 1992; Heywood & Iriondo, 2003), los estudios de biología de conservación deben considerar ambos objetivos como complementarios (Primack & Ros, 2002) y aplicarse en común a la hora de valorar el estado de la conservación de la biodiversidad de un territorio (Heywood & Dulloo, 2005).

Herramientas de estudio

En función de los diversos campos que integra, la biología de la conservación utiliza diferentes herramientas. Los análisis de biodiversidad territorial puede considerarse como el punto de partida sobre el que desarrollar estudios de conservación concretos, ya que proporcionan un elemento geográfico de referencia, que puede ser valorado desde la Biogeografía de la Conservación (*Conservation biogeography*), propuesta como una disciplina dedicada al estudio de las especies o conjuntos de especies de interés para la conservación en áreas geográficas determinadas (Whittaker *et al.*, 2005). El análisis de la biodiversidad de un territorio se complementa con el desarrollo de bases de datos y colecciones biológicas, las cuales pueden servir como instrumento para evaluar gradientes de biodiversidad (Rosenzweig, 2004), o como base biológica para la definición del grado de conocimiento o interés de la riqueza taxonómica de un territorio (Cao *et al.*, 2004; Soberón *et al.*, 2007). Las bases de datos de biodiversidad permiten también desarrollar listados de especies prioritarias o de interés para la conservación (Keller & Bollmann, 2004) y diseñar estudios específicos sobre sus poblaciones.

Uno de los ámbitos de estudio con mayor interés en los últimos años trata la relación del cambio climático con la conservación de especies (Root *et al.*, 2003), especialmente de aquellas endémicas o amenazadas (Malcolm *et al.*, 2005). En este contexto, la aplicación de metodologías relacionadas con la bioclimatología o los modelos de nicho climático, ayudados por los Sistemas de Información Geográfica, pueden servir para el estudio de las interacciones entre el cambio climático y los organismos (Hijmans *et al.*, 2005; Hijmans & Graham, 2006). El conjunto de estas y otras herramientas de análisis territorial permiten evaluar el contexto ecológico y geográfico de poblaciones, como elemento básico y funcional para la conservación, si bien sujeto a diferentes interpretaciones, en función del enfoque ecológico, evolutivo u operacional ligado al concepto de población (Beebee, 2006). Por ejemplo, a partir del concepto clásico de especie evolutiva se han definido Unidades con Significancia Evolutiva (ESU's o *Evolutionarily significant units*), como grupos de individuos o poblaciones que pueden considerarse como unidades diferenciadas en los procesos de especiación o diferenciación intraespecífica (Waples, 1995), definiendo así nuevos objetos de estudio para la biología de la conservación.

En líneas generales, el estudio de poblaciones amenazadas se dirige a determinar los factores bióticos y abióticos que las afectan, y que determinan su tasa de crecimiento (Gibson, 2002). En el caso de poblaciones en declive, la biología de la conservación tiene como objetivo básico el conocer las causas que provocan esa situación, así como las etapas vitales que resultan críticas para la viabilidad poblacional, o la definición de la *mínima población viable* (Menges, 1992, 2000). El aumento o estabilidad de la población puede ser abordada según diferentes enfoques, relacionados con la demografía (estructura y dinámica poblacional, competencia, facilitación, etc.), la biología reproductiva (éxito reproductivo, dispersión y reclutamiento, germinación, etc.), la genética (variabilidad poblacional, taxonomía evolutiva, efectos de cuello de botella, etc) o el hábitat (disponibilidad real o potencial, interacciones ecológicas, etc.).

En relación con el hábitat, las herramientas relacionadas con la ecología del paisaje (*Landscape ecology*) permiten conocer los procesos que regulan el funcionamiento de las poblaciones o comunidades en relación con la dinámica del hábitat, por lo que esta disciplina está cada vez más asociada a la conservación (Gutzwiller, 2002). Todos estos aspectos contribuyen a la perpetuación biológica de una población, hasta el momento crítico en que la acción de uno o varios factores desencadenan los procesos del “torbellino de extinción” que definen la desaparición de una población (Gilpin & Soulé, 1986).

El estudio de poblaciones de plantas

Si bien los aspectos comentados sobre la biología de la conservación marcan pautas generales de estudio para cualquier grupo biológico, la utilización de cada herramienta puede variar de unos grupos a otros, según las características ecológicas o geográficas de las especies a estudio.

Las poblaciones de plantas se definen como un conjunto de individuos de una misma especie que comparten un mismo área, con unas características espaciales, temporales y estructurales propias (Silvertown & Lovett, 1993). Los métodos disponibles para la valoración del riesgo de extinción de poblaciones de plantas son numerosas (Akçakaya & Sjögren-Gulve, 2000). La aplicación de uno u otro debe servir de base para la obtención de resultados concluyentes, que puedan ser aplicados para la viabilidad de poblaciones o especies (Heywood & Iriondo, 2003). Para ello, el primer paso necesario para afrontar el estudio de una planta implica unos análisis previos, como la revisión taxonómica o ecológica del taxon a estudio (Cropper, 1993) para, posteriormente, evaluar las diferentes aproximaciones posibles a la biología de dicho taxon.

Durante las dos últimas décadas se han considerado diferentes opciones para la definición del ritmo e intensidad de los estudios desarrollados sobre las plantas susceptibles de extinción. Una de las propuestas más consideradas se debe a Menges y Gordon (1996), quienes definieron diferentes rangos de intensidad, en función de que el objeto de estudio fuese (1) el conjunto de poblaciones del área de distribución, (2) la población o (3) los individuos. Los estudios sobre plantas amenazadas pueden también plantearse en función del tiempo, en estudios de *aproximación rápida* (1/2 años) o estudios de *aproximación lenta* (4/5 ó más años) (Marrero *et al.*, 2002), o en función de los recursos requeridos para la obtención y análisis de datos, en estudios *básicos* y *de detalle* (Albert *et al.*, 2001; Bañares *et al.*, 2003). La valoración final del estado de conservación puede ser definido a partir de diferentes métodos, en función de la información disponible, con el propósito de servir como base para la planificación de la conservación (Akçakaya & Sjögren-Gulve, 2000).

V- Planteamiento y estructura del trabajo

Objetivos generales

En la presente tesis doctoral se aplican herramientas relacionadas con la biología de la conservación para el estudio de flora vascular en la Cordillera Cantábrica, con un especial interés por las plantas endémicas, raras o amenazadas. La base conceptual del estudio se basa en la consideración de la Cordillera Cantábrica como una unidad homogénea, sobre la cual pueden establecerse unas pautas propias de conservación de la biodiversidad.

Los objetivos principales son dos: (1) establecer un marco general sobre la biodiversidad vegetal de la Cordillera Cantábrica, a partir del conocimiento actual sobre la distribución y hábitat de las especies que pueden considerarse como prioridades de conservación en el territorio, y (2) utilizar casos concretos de estudio que permitan establecer medidas para su conservación, así como definir pautas generales de amenaza o viabilidad de flora vascular en el territorio.

La tesis intentará dar respuesta, aún de forma parcial, a los siguientes interrogantes: (1) ¿Cuál es la biodiversidad vegetal de la Cordillera Cantábrica, y qué grado de exclusividad presenta frente a otros territorios de montaña?; (2) ¿Cuáles son los principales centros de biodiversidad?; (3) ¿Existen unas características de rareza o hábitat comunes a la flora amenazada presente en el territorio?; (4) ¿En qué modo se pueden aplicar sistemas para la selección de especies prioritarias?; (5) ¿Qué medidas de conservación deben aplicarse frente a los casos de estudio? (6) ¿Qué aportan los resultados obtenidos para estos táxones, en relación con los sistemas de conservación adecuados para la flora orocantábrica?.

Con el fin de abordar estas cuestiones, y aportar información que permita desarrollar estrategias de conservación en la Cordillera Cantábrica, se han elaborado ocho capítulos independientes, repartidos en dos partes, y utilizando diferentes metodologías científicas (Tabla I). Teniendo en cuenta la diversidad y extensión del ámbito de estudio, las aportaciones de este trabajo no pretenden ir más allá de contribuciones parciales sobre la conservación de plantas en el territorio, si bien se entiende que el enfoque geográfico adoptado puede ofrecer un marco general adecuado, como base para el desarrollo de estudios posteriores.

Capítulo	Metodología	Aplicaciones a estrategias de conservación
1	Recopilación y análisis de bases de datos sobre biodiversidad	Valoración de la biodiversidad territorial
2	Análisis biogeográficos sobre áreas de endemidad	Identificación de áreas prioritarias o de interés para la biodiversidad
3	Análisis de distribución, rareza y hábitat de especies amenazadas	Definición de factores de amenaza en un territorio
4	Identificación de prioridades para la conservación	Asignación de recursos para la investigación o la conservación (<i>ex situ / in situ</i>)
5	Modelización espacial del área de ocupación de especies raras o amenazadas	Gestión de áreas de conservación para especies amenazadas
6	Caracterización de poblaciones con base genética y ecológica	Designación de unidades de conservación
7	Análisis de Viabilidad de Poblaciones en el contexto de la fragmentación del hábitat	Planes de conservación de especies
8	Indicadores biológicos para la valoración de la biodiversidad y conservación de hábitats	Gestión de hábitats y especies de interés

Tabla I. Descripción de las principales metodologías utilizadas en cada uno de los capítulos, y aplicación a las estrategias de conservación de la Cordillera Cantábrica (la clasificación de estrategias de conservación se adaptó a partir de Heywood & Dulloo, 2006).

Primera parte

La primera parte del trabajo se ha planteado como un análisis general sobre la biodiversidad de la Cordillera Cantábrica, de cara a definir un marco biogeográfico único que pueda servir de referencia en las estrategias de conservación a diferentes escalas. Para ello se abordan aspectos relacionados con la biodiversidad vegetal en el territorio, tales como la riqueza florística o de hábitats y el componente de plantas y hábitats endémicos o amenazados, recopilando la información disponible y generando una base de datos con información sobre biodiversidad vegetal orocantábrica. Dicha información se utiliza, además, como base para el establecimiento de prioridades florísticas.

En el **capítulo 1** se revisa el conocimiento existente sobre la biodiversidad vegetal de la Cordillera Cantábrica (territorio Orocantábrico), con el fin de evaluarla mediante índices cuantitativos, y poder así compararla con otros territorios. El objetivo principal es aportar un marco general para la consideración del territorio como unidad de interés biogeográfico. La metodología de estudio se basa principalmente en la recopilación de información bibliográfica y de bases de datos sobre biodiversidad, aplicando sistemas para la estimación de la riqueza florística que permitan medir el grado de conocimiento del área de estudio.

En el **capítulo 2** se realiza un ensayo biogeográfico para la caracterización de áreas de endemidad en la Cordillera Cantábrica y las montañas Galaico-Leonesas, territorios que han sido considerados en su conjunto como un área de endemidad del noroccidente ibérico. El objetivo principal es caracterizar áreas de interés para la biodiversidad vegetal en la Cordillera Cantábrica, identificando causas relacionadas con la riqueza de endemoflora, y las relaciones biogeográficas entre las áreas de reconocidas. La metodología de estudio se basa en el análisis biogeográfico histórico y actual de la distribución de plantas endémicas.

En el **capítulo 3** se analizan patrones ecológicos y corológicos de la flora vascular amenazada presente en la Cordillera Cantábrica (considerada con algún riesgo de extinción según las categorías UICN). El principal objetivo de este estudio es conocer las características biológicas de la flora en peligro del territorio, así como las principales amenazas conocidas, con el fin de evaluar la posible existencia de grupos ecológicos o corológicos de plantas amenazadas. Para ello se recopiló información bibliográfica y datos propios, definiendo una serie de descriptores biológicos para las plantas estudiadas, a partir de medidas estándar de distribución, rareza y hábitat, analizados mediante estadísticas descriptivas.

En el **capítulo 4** se desarrollan sistemas para el establecimiento de prioridades de conservación de flora vascular en la Cordillera Cantábrica. El principal objetivo es ofrecer una valoración objetiva y jerárquica de las plantas que deben considerarse de interés, ofreciendo una herramienta para la actualización y valoración de información biológica. Para ello se utilizan sistemas de valoración de prioridades utilizados comúnmente en biología de la conservación, proponiendo sistemas novedosos basados en una concepción biogeográfica.

Segunda parte

La segunda parte del trabajo se ha enfocado hacia casos de estudio representativos y de interés para la conservación en la Cordillera Cantábrica. Para ello se han seleccionado cuatro de las plantas vasculares definidas con algún grado de prioridad

en el capítulo 4, si bien intentando que ofreciesen diferentes pautas de endemidad, amenaza, rareza y hábitat. El estudio de cada una de ellas se ha abordado a partir de metodologías variadas, en función de los objetivos concretos definidos en cada caso. Como línea general de estudio, se han utilizado herramientas que tuviesen en cuenta la relación entre las plantas y su hábitat, considerando la importante vinculación existente, y siguiendo una perspectiva geobotánica o ecológica para su conservación. La información básica se ha obtenido, en los cuatro casos, a través del diseño de muestreos de campo y la recogida de datos en poblaciones silvestres de las plantas seleccionadas.

En el **capítulo 5** se estudia la disponibilidad de hábitat potencial de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, una planta boreo-alpina que en el ámbito del suroeste europeo sólo se encuentra en un área reducida de la Cordillera Cantábrica. El objetivo principal es valorar la influencia de diferentes medidas de ocupación en poblaciones de plantas relicticas de áreas de montaña, como herramientas para la gestión del territorio. La metodología de trabajo se basa en el cálculo de la distribución potencial de especies mediante modelos predictivos de distribución (o modelización del nicho ecológico), aplicados a escalas finas o de alta resolución.

En el **capítulo 6** se estudia la variabilidad de poblaciones de *Senecio boisiieri*, un endemismo orófilo ibérico de distribución fragmentada, considerado de interés para la conservación en la Cordillera Cantábrica. El objetivo principal de este capítulo es evaluar la relación entre diferentes medidas de variabilidad en poblaciones fragmentadas de regiones montañosas, y su aplicación para la definición de unidades de conservación infraespecíficas. La metodología empleada se basa en el análisis multivariante comparado de información climática, genética y de hábitat de las poblaciones de la especie en todo su área de distribución, empleando sistemas de correlación multivariante y espacial.

En el **capítulo 7** se valora la relación entre el riesgo de extinción y el hábitat de *Aster pyrenaicus*, un endemismo pirenaico-cantábrico incluido en la mayor parte de los listados relacionados con la conservación en Europa y España. El objetivo principal es aportar información útil para la elaboración de planes de conservación de la especie en el Parque Nacional de los Picos de Europa, así como estudiar el efecto de la fragmentación de plantas ligadas a bordes forestales, y a diferentes escalas. La metodología empleada se basa en la caracterización del hábitat y la aplicación de un análisis de viabilidad poblacional (PVA) a partir de modelos de proyección espacialmente explícitos, basados en diferentes escenarios de uso del territorio.

En el **capítulo 8** se valora la utilización de indicadores ecológicos relacionados con hábitats de interés para la conservación, mediante el muestreo y análisis de

fitocenosis de *Centaureum somedanum*, planta endémica y amenazada de la Cordillera Cantábrica, típica de ambientes próximos a fuentes carbonatadas. El objetivo principal es valorar, a partir de *C. somedanum*, la diversidad y estado de conservación de ecosistemas relacionados con fuentes carbonatadas en el área de distribución de la planta, así como su relación con otros medios similares en la Cordillera Cantábrica. Para ello se realizaron muestreos de las comunidades vegetales relacionadas con *C. somedanum*, identificando posibles procesos de extinción local, y valorando la biodiversidad e interés para la conservación de los principales grupos de vegetación representados.

Referencias bibliográficas

- Akçakaya H.R. & Sjögren-Gulve, P. (2000). Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins*, 48: 9-21.
- Albert, M.J., Bañares, A., Escudero, A., Iriondo, J.M., de la Cruz, M., Domínguez, F., García, M.B., Marrero, M., Moreno, J.C., Sainz, H., Torres, E. (2001). Manual de Metodología del Atlas de Flora Amenazada. Ministerio de Medio Ambiente, España. (inédito).
- Álvarez García, M.A. & Marquínez García, M.A. -eds- (2007). Impacto de los incendios forestales en Asturias. Análisis de los últimos 30 años. INDUROT- KRK Ediciones, Oviedo. 201 pp.
- Bañares, A., Marrero, E., Carqué, E. & Sosa, P. (2001). Biología de la conservación de la flora amenazada en los Parques nacionales canarios. In: Gómez Campo, C. -eds-. Conservación de las especies vegetales amenazadas en la Región Mediterránea Occidental. Una perspectiva desde el fin de siglo". Fundación Ramón Areces. Madrid.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. -eds- (2004). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Beebe, T. (2006). A comparison of genetic approaches to define population boundaries. I European Congress of Conservation Biology. Book of abstracts.
- Björnson, A. -ed- (2006). GLOCHAMORE, Global Change and Mountain Regions Research Strategy. Switzerland. 47 pp.
- Bolós (de), O. (1985). Le territoire submediterranéen et le territoire carpetano-atlantique dans la Péninsule Ibérique. *Botanica Helvetica*, 95(1): 13-17.
- Borja, J. (1953). Datos para la flora cantábrica. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 11: 419-436.
- Braun-Blanquet, J. (1919). Notions de élément et de territoire phytogéographiques. *Archives des Sciences Physiques et Naturelles*, 1: 497-512.
- Buch, H. (1951). Über die Flora und Vegetation Nordwest-Spaniens. III. Einige Beobachtungen über die Vegetation und Flora des küstenfernen Nord-Galiciens und der Asturischen Gebirge. *Soc. Sci, Fenn. Comm. Biologicae*, 10(7): 79-92.
- Bueno, A., Jiménez-Alfaro, B. & Fernández Prieto, J.A. (2005). Aplicación de la perspectiva biogeográfica a una estrategia regional de conservación de flora. II Congreso de Biología de la Conservación de plantas. Jardín Botánico Atlántico, Gijón. Libro de resúmenes.
- Bueno Sánchez, A., Jiménez-Alfaro, B. & Fernández Prieto, J.A. (2007). Plantas prioritarias para la conservación en el ámbito cantábrico: perspectivas para la Red Cantábrica de Conservación de flora. *Naturalia Cantabricae*, 3: 7-13.
- Camara Niño, F. (1955). Plantas de montaña españolas. *Anal. Est. Exp. Aula Dei*, 3-4: 267-361.

- Cao, Y., Larsen, D.P. & White, D. (2004). Estimating regional species richness using a limited number of survey units. *Ecoscience*, 11(1): 23-35.
- CBD (2001). Convention on Biological Diversity. <http://www.biodiv.org>.
- Colmeiro, M. (1885). Enumeración y revisión de las plantas de la Península hispano-lusitana e Islas Baleares (vol. 1). Madrid.
- Cropper, S.C. (1993). Management of endangered plants. CSIRO publications. East Melbourne, Victoria. Australia.
- Crutzen, P.J. & Stoermer, E.F. (2000). The "Anthropocene". *IGBP Newsletter*, 41: 17-18.
- Río González (del), S. (2005). El cambio climático y su influencia en la vegetación de Castilla y León (España). *Itinera Geobotánica*, 16:1-534.
- Dietz, H., Kueffer, C. & Parks, C.G. (2006). MIREN: A new research network concerned with plant invasion into mountain areas. *Mountain Research and Development*, 26: 80-81.
- Estrategia Europea para la Conservación de la Flora (2003). Generalitat valenciana. Adaptación en español de la original en inglés. *Planta Europa / Consejo de Europa*.
- Estrategia Global para la Conservación Vegetal (2002). UNEP/CBD/COP/6/INF/22. In: <http://www.biodiv.org>
- Favarger, Cl. (1956-1995). Flore et Vegetation des Alpes. Tome I. Étage alpin. Delachaux et Niestlé. París. (original de 1956; reeditado por Robert, P.A. en 1995).
- Fazey, I., Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2005). What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, 124: 63-73.
- Fernández Prieto, J.A. (1983). Aspectos geobotánicos de la Cordillera Cantábrica. *Anales Jard. Bot. Madrid*, 39(2): 489-513.
- Fernández-González, Loidi, J. & Moreno Saínz, J.C. (2002). Impactos sobre la biodiversidad vegetal. In: Moreno Rodríguez, J.M. -coord-. Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente. España.
- Fleishman E., Noss R. & Noon, B. (2006). Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators*, 6: 543-553.
- Frankel, O.H., Brown, A.H.D. & Burdon, J.J. (1995). The conservation of plant biodiversity. Cambridge University Press.
- Gandoger, M. (1895). Voyage botanique aux Picos de Europa (Monts cantabriques) et dans les provinces du nord-ouest de l'Espagne. *Bull. Soc. Bot. France*, 42.
- García, D., Quevedo, M., Obeso, J.R. & Abajoa, A. (2005). Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 208: 29-43.
- García Antón, M., Maldonado Ruíz, J., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H. (2002). Fitogeografía histórica de la Península Ibérica. In: Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado M.A. & Montalvo, J. -eds-. La diversidad biológica de España. Pearson Educación, Madrid.
- Gibson, D. (2002). *Methods in Comparative Plant Population Ecology*. Oxford University. 352 pp.
- Gilpin, M.E. & Soulé, M.E. (1986). Minimum viable populations: Processes of species extinctions. In: Soulé, M.E. -ed-. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Guinea, E. (1948). De mi primer viaje botánico a los Picos de Europa. *Anales Jard. Bot. Madrid*, 7: 335-356.
- Guisan, A. & Theurillat, J-P. (2000). Assessing alpine plant vulnerability to climate change: A modelling perspective. *Integrated Assessment*, 1: 307-320.
- Gutzwiller, K.J. -ed-. (2002). *Applying landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New York.
- Hannah, L., Midgley, G.F. & Millar, D. (2002). Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, 11(6): 485-495.

- Hernández Bermejo, E. & Sainz Ollero, H. (1984). El análisis de semejanza aplicado al estudio de barreras y fronteras fitogeográficas: su aplicación a la corología y endemoflora ibéricas. *Anal. Jard. Bot. Madrid*, 40 (2): 421-432.
- Heywood V.H. & Dulloo M.E. (2006). 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.
- Heywood, V.H. & Iriondo, J.M. (2003). Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation*, 113: 321-335.
- Hijmans, R.J. & Graham, C.H. (2006). The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, 12(12): 2272-2281.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol*, 25: 1965-1978.
- Keller, V. & Bollmann, K. (2004). From Red Lists to Species of Conservation Concern. *Conservation Biology*, 18(6): 1636-1643.
- Körner, Ch. & Spehn, E.M. -eds- (2002). *Mountain biodiversity: a global assessment*. CRC Press. 350 pp.
- Körner C, Ohsawa, M. et al. (2005). Mountain Systems. Chapter 24. In: *Millennium Ecosystem Assessment, Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. Ecosystems and Human Well-being, Vol. 1*, Island Press, Washington DC.
- Lacaita, C. (1929). Observations sur la flore des Picos de Europa. *Bull. Soc. Bot. Genève*, ser. 2, 21: 135-142.
- Laguna, E. (2002). Estrategia de Conservación de Flora Silvestre en la Comunidad Valenciana. *Conservación Vegetal*, 7: 12-13.
- Laínz, M. (1982). Mis contribuciones al conocimiento de la flora de Asturias. *Inst. Est. Asturianos*, 7.
- Lasanta Martínez, T. (1990). Diversidad de usos e integración esoacial en la gestión tradicional del territorio en las montañas de Europa occidental. In: García Ruíz, J.M. (ed.). *Geoecología de las áreas de montaña*. Geoforma ediciones. Logroño.
- Lasanta Martínez, T. & Ruíz Flaña, P. (1990). Especialización productiva y desarticulación espacial en la gestión reciente del territorio en la montaña de Europa occidental. In: García Ruíz, J.M. (ed.). *Geoecología de las áreas de montaña*. Geoforma ediciones. Logroño.
- Lázaro Ibiza, B. (1920-1920). *Compendio de la flora española*. 3 vol. Imp. Clásica Española. Madrid.
- Leakey, R. & Llevin, R (1995). *La sexta extinción. El futuro de la vida y de la humanidad*. Metatemas, 50. Tusquets. Barcelona.
- Losa, T. M. (1956). Resumen de un estudio comparativo entre las floras de los Pirineos franco-españoles y los montes cántabro-leoneses. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 13: 233-267.
- Losa, T. M. (1958). Catálogo de las plantas que se encuentran en los montes palentino-leoneses. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 15: 243-376.
- Leresche, L. & Levier, E. (1880). *Deux excursions botaniques dans le Nord de L'Espagne et de Portugal*. Imp. Georges Bridel. Laussane.
- Losa, T. M. & Montserrat, P. (1953). Aportación al estudio de la flora de los montes cantábricos. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 10(2): 413-509.
- Losa, T. M. & Montserrat, P. (1954). Nueva aportación al estudio de la flora de los montes cántabro-leoneses. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 11(2): 385-462.
- Lovelock, J. (1993). *Las edades de Gaia. Una biografía de nuestro planeta vivo*. Tusquets. Barcelona.
- Malcolm, J.R., Liu, C.R., Neilson, R.P., Hansen, L. & Hannah, L. (2005). Global Warming and Extinctions of Endemic Species from Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology*, 20(2): 538-548.
- Margalef, R. (2002). Diversidad y Biodiversidad. In: Pineda, F.D. Miguel, J.D. Casado M.A. & Montalvo, J. -eds-. *La Biodiversidad en España*. Prentice Hall-CYTED.

- Marquínez, J., Lastra, J. & García, P. (2003). Estimation models for precipitation in mountainous regions: the use of GIS and multivariate analysis. *Journal of Hydrology*, 270: 1-11.
- Marrero, M.V., Carqué E. & Bañares, A. (2002). Metodología del seguimiento de las poblaciones de especies amenazadas en los Parques Nacionales Canarios. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Martino, E. (2002). Roma contra Cántabros y satures. Nueva lectura de las fuentes. Breviarios de la calle del pez, 33. Diputación provincial de León. Instituto leonés de cultura. León.
- Martín-Serrano, A. (1994). Macizo hespérico septentrional. In: Geomorfología de España. Gutiérrez Elorza, M. -coord.- Editorial Rueda. Madrid.
- McElroy, M.B. (1986). Change in the natural environment of the Earth: The historical record. In: Clark, W.C. & Munn, R.E. -eds-. Sustainable Development of the Biosphere. Cambridge University Press, 199-211.
- Meine, C. (1999). Humans and Other Catastrophes: Perspectives on Extinction Center for Biodiversity and Conservation at the American Museum of Natural History.
- Menges, E.S. & Gordon, D.R. (1996). Three levels of monitoring intensity for rare plants species. *Natural Areas Journal*, 16: 227-237.
- Menges, E.S. (1992). Stochastic modelling of extinction in plant populations. In: 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.
- Merino, B. (1905). Flora descriptiva e ilustrada de Galicia. Tipografía Galaica, Santiago.
- Montserrat, P. & Villar, L. (1972). El endemismo ibérico. Aspectos ecológicos y fitogeográficos. *Bol. Soc. Broteriana*, 46 (ser.2): 503-527.
- Moreno Rodríguez, J.M. -coord- (2005). Principales Conclusiones de la evaluación preliminar de los impactos en España por efectos del cambio climático. Oficina Española del Cambio Climático. Ministerio de medio Ambiente.
- Moreno Saiz, J.C., Castro Paga, I. & Sainz Ollero, H. (1998). Numerical analyses of distributions of Iberian and Balearic endemic monocotyledons. *Journal of Biogeography*, 25: 179-194.
- Morillo, C. & Gómez-Campo, C. (2000). Conservation in Spain, 1980-2000. *Biological Conservation*, 95(2): 165-174.
- Nagy, L. (2006). European high mountain (alpine) vegetation and its suitability for indicating climate change impacts. *Biology and Environment. Proceedings of the Royal Irish Academy*, 106(3): 335-345.
- Navarro Andrés, F. & Díaz González, T.E. (1977). Algunas consideraciones acerca de la provincia corológica orocantabrica. *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, 34 (1): 219-253.
- Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E. & Delibes, M. (2003). Endangered Species Constrained by Natural and Human Factors: the Case of Brown Bears in Northern Spain. *Conservation Biology*, 17(5): 1276-1289.
- Noss, R.F. (1996). Ecosystems as conservation targets. *Trends in ecology and evolution*, 11: 351.
- Ozenda P. (1985). La végétation de la chaîne alpine. Paris. Masson. 330 pp.
- Ozenda, P (2002). Perspectives pour une géobiologie des montagnes. Presses Polytechniques et universitaires romandes. Lausanne. 195 pp.
- Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A. & Montalvo, J. (2002). Claves para comprender la « diversidad biológica » y conservar la « biodiversidad ». In: Pineda, F.D. Miguel, J.D. Casado M.A. & Montalvo, J. -eds-. La Biodiversidad en España. Prentice Hall-CYTED.
- Primack, R.B. & Ros J. (2002). Introducción a la biología de la conservación. Ed. Ariel. Barcelona.

- Quevedo, M., Bañuelos, M.J. & Obeso, J.R. (2006). The decline of Cantabrian capercaillie: How much does habitat configuration matter? *Biological Conservation*, 127: 190-200.
- Reyero J.M. (2002). *La naturaleza de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Rifkin, J. (2004). *El sueño europeo. Cómo la visión europea del futuro está eclipsando el sueño americano*. Piados. Barcelona.
- Rivas Goday, S. & Rivas-Martínez, S. (1958). Una visita a la Laguna de Arvas (Leitariegos). *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 16: 565-586. (Effect. publ.: 1959).
- Rivas-Martínez, S. (1973). Avance sobre una síntesis corológica de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, 30: 69-87.
- Rivas-Martínez, S. (1982). *Mapa de series de vegetación de Madrid*, 1:200.000. Diputación de Madrid.
- Rivas-Martínez, S. (1990). Los pisos subalpino y alpino de los Pirineos y de la Cordillera Cantábrica: relaciones y diferencias. *Actas del II Coloquio Internacional de Botánica Pirenaico-Cantábrica (Jaca, 3-5 julio de 1989)*. Instituto de Estudios Altoaragoneses/CSIC.
- Rivas-Martínez, S. (2007). Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. *Memoria del mapa de vegetación potencial de España, I. Itinera Geobotánica*, 17: 1-436.
- Rivas-Martínez, S., Izco, J. & Costa, M. (1971). Sobre la flora y vegetación del Macizo de Peña Ubiña. *Trab. Dept. Bot. Fisiol. Veg. Madrid*, 3: 47-123.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T.E., Fernández Prieto, J.A., Loidi, J. & Penas, A. (1984). La vegetación de la alta montaña cantábrica. *Los Picos de Europa*. Ed. Leonesas, León. España.
- Rivas-Martínez, S., Díaz González, T.E., Fernández González, F., Loidi, J., Lousa, P. & Penas, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotánica*, 15.
- Rodrigues, A.S.L. & Gaston, K.J. (2002). Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conservation Biology*, 16(3): 674-682.
- Rodríguez Martín, L.A. (2006). Estrategia de prevención de incendios forestales en Castilla y León. *Jornadas sobre técnicas de defensa y restauración del monte*. Santiago de Compostela, 12 de diciembre de 2006.
- Rolston, H. (2004). In Situ and Ex Situ Conservation. Philosophical & Ethical Concerns. In: Guerrant, E.O., Havens, K. & Maunder, M. *Ex Situ Plant Conservation. Supporting species survival in the wild*. Island Press. Washington.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. & Pounds, J.A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57-60.
- Rosenzweig, M.L. (2004). Applying species-area relationships to the conservation of species diversity. In: *Frontiers of biogeography: New Directions in the Geography of Nature* (M.V. Lomolino L.R. Heaney, -eds-. Sinauer Assoc., Sunderland. 436 pp.
- Rothmaler, W. (1935). *Plantae novae vel criticae Peninsulae Ibericae*. *Cavanillesia*, 7: 111-121.
- Silvertown, J.W. & Lowet Doust, J. (1993). *Introduction to plant population biology*. Blackwell Science. Cambridge. 210 pp.
- Sitte, P., Weiler, E.W., Kadereit, J.W., Bresinsky, A. & Körner, C. (2004). *Strasburger. Tratado de botánica*. 35ª ed.; 9ª ed. Castellana. Ed. Omega. Barcelona. 1134 pp.
- Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J. & Koleff, P. (2007). Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography*, 30(1): 152-160.
- Solbrig, O.T. (1991). *Biodiversity. Scientific issues and collaborative research proposals*. UNESCO. Francia.
- Soulé, M.E. & Mills, L.S. (1992). Conservation genetics and conservation biology: a trouble marriage. In: Sandlund, O.T., Hindar, K. & Brown, A.H.D. -eds-. *Conservation of Biodiversity for Sustainable Development*. Scandinavian University Press, Oslo.
- Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. -eds-. (1980). *Conservation Biology. An evolutionary Perspective*. Sinauer Associates, INC. Sunderland, Massachusetts. USA. 395 pp.

- Spehn, E.M., Libermann, M. & Körner, Ch. (2006). Land use change and mountain biodiversity. CRC Press. 308 pp.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of the United States of America*, 102: 8245-8250.
- Trombulak, S.C., Omland, K.S. Robinson, J.A. Lusk, J.J. Fleischner, T. L. Brown, G. & Domroese, M. (2004). Principles of Conservation Biology: Recommended Guidelines for Conservation Literacy from the Education Committee of the Society for Conservation Biology. *Conservation Biology*, 18: 1180-1190.
- Tüxen, R. & Oberdorfer, E. (1958). Die Pflanzenwelt Spaniens. II. Eurosiberische Phanerogamen-Gesellschaften Spaniens. *Veröff. Ber. Geobot. Inst. E.T.H. Stiftung Rübel*, 32: 1-328.
- Ugarte, F.M. (1994). Montes Vasco-Cantábricos. In: *Geomorfología de España*. Gutiérrez Elorza, M. -coord-. Editorial Rueda. Madrid.
- UICN (2001). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Vélez, R. -coord-. (2000) La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill, Madrid. 1360 pp.
- Walter, H. (1990). Zonas de vegetación y clima. Ed. Omega. 256 pp.
- Waples, R.S. (1995). Evolutionarily significant units and the conservation of biological diversity under the Endangered Species Act. In: Nielsen, J.L. -ed-. *Evolution and the aquatic ecosystem: defining units in population conservation*. American Fisheries Society Symposium, 17. Bethesda, Maryland.
- Whittaker, R.J., Araujo, M.B. Jepson, P., Ladle, R.J. Watson J. E.M. & Willis, K.J. (2005). Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11: 3-23.
- Wilkomm, M. (1896). Grundzüge der Pflanzenverbreitung auf der iberischen Halbinsel. In: Engler, A. & Prance, O. (eds). *Die Vegetation der Erde I*. Ed. Wilhelm Engel. Leipzig.
- Wilkomm, M. & Lange, J. (1861-1880). *Prodromus Florae Hispanicae*. 3 vol. E. Schweizerbart. Stuttgart.
- Williams, C., Davis, K. & Cheyne, P. (2003). El CBD para botánicos: una introducción al Convenio sobre la Diversidad Biológica para personas que trabajan con colecciones botánicas. Royal Botanical Garden, Kew.

Capítulo 1 ▪ Biodiversidad vegetal orocantábrica

- **Objetivo:** valorar la diversidad de la flora vascular de la Cordillera Cantábrica en relación con la riqueza de plantas vasculares y hábitats, y el porcentaje de endemismos y amenaza de los mismos, así como el grado de conocimiento botánico del territorio.
- **Metodología:** se revisa la información disponible sobre la flora y vegetación presente en el territorio Orocantábrico, a partir de bases de datos florísticas (BD) nacionales y regionales, y la recopilación de información bibliográfica sobre vegetación referida al área de estudio. A partir de esta información se compararon los datos ofrecidos por BD regionales (FCO, BD Castilla y León) y nacionales (ANTHOS) en las cuadrículas UTM de 10x10 km (cUTM) ubicados en el área orocantábrica. Se realizó (1) una estimación de la riqueza florística utilizando estimadores no paramétricos, y definiendo el grado de conocimiento ofrecido por las BD regionales; (2) una recopilación de la riqueza y abundancia de hábitats, a través de la revisión de las alianzas fitosociológicas conocidas y su distribución; y (3) una revisión de la flora y vegetación endémica y amenazada, como elementos indicadores de la biodiversidad.
- **Resultados:** las diferentes BD consultadas muestran una correlación significativa en la riqueza específica por cada cUTM. Las BD regionales ofrecen en la mayor parte de las cUTM un mayor número de registros que la BD nacional, especialmente la BD de Castilla y León. El grado de conocimiento florístico medio del territorio es del 72%, medido a partir de las BD regionales, diferenciando zonas del área occidental y central muy poco prospectadas respecto al conjunto del territorio. La flora orocantábrica se estima entre 2890 y 3500 especies y subespecies, de las cuales 135 son endémicas o subendémicas, y 46 están amenazadas en España. De las 116 alianzas reconocidas en el territorio, 85 de ellas se corresponden con hábitats de interés comunitario, 5 son endémicas y 16 están especialmente amenazadas.
- **Principales conclusiones:** el número de táxones identificados para cada cUTM a partir de las BD consultadas está condicionado por la existencia de trabajos botánicos y la recopilación de los mismos en bases de datos regionales. A pesar de las limitaciones propias de las BD de biodiversidad, es posible determinar, a partir de ellas, áreas menos prospectadas, así como el grado de conocimiento general del territorio. En la Cordillera Cantábrica, la prospección más intensa se ha desarrollado durante las décadas de 1970 y 1980, periodo en que se han descrito la mayor parte de los endemismos y comunidades vegetales presentes. En función del conocimiento actual, el área de estudio representa uno de los centros de riqueza florística más relevantes de Europa occidental, si bien con unos valores de endemidad inferiores al de los grandes sistemas montañosos. En cualquier caso, el territorio Orocantábrico puede considerarse como el principal centro de biodiversidad vegetal de la región atlántica de la Red Natura 2000, beneficiándose de su carácter montañoso y su posición biogeográfica, en el límite entre las regiones mediterránea y eurosiberiana.

1.1 Introducción

El conocimiento de la biodiversidad vegetal de un territorio representa un paso previo esencial para establecer pautas generales de exclusividad o amenaza de cualquier grupo biológico, así como la base para una valoración del interés para la conservación en un ámbito geográfico. Estimada a partir de la riqueza de plantas vasculares y taxocenosis vegetales, la biodiversidad vegetal constituye además una fuente de información idónea para el estudio general de los mecanismos de regulación de la diversidad de un territorio (Pineda *et al.*, 2002). Ello se debe al buen conocimiento que existe, en general, sobre la flora y vegetación, así como al importante papel regulador de las comunidades vegetales en los ecosistemas. Conocer el número total de táxones o comunidades vegetales presentes en un territorio permite analizar además diferentes pautas de biodiversidad, como la relación especies-área (Rosenzweig, 2004), o como herramienta para establecer áreas de interés para la conservación (Anderson, 2002).

En este sentido, la definición de unidades geográficas de conservación es una estrategia comúnmente utilizada hoy en día, a través de “santuarios de conservación” como los *hotspots* o puntos críticos (Myers *et al.*, 2000), o su aplicación a escalas más reducidas, como los *micro-hotspots* (Mittermeier *et al.*, 1999; Machado, 2002). Como resultado del Convenio sobre Diversidad Biológica, y su aplicación en el ámbito de la botánica (Williams *et al.*, 2003), las diferentes estrategias para la conservación de plantas incluyen el establecimiento de áreas importantes para las plantas, como las IPA (*Important Plant Areas*), a partir de diferentes criterios relacionados tanto con la biodiversidad de un territorio como con el número de especies y taxocenosis endémicas o amenazadas (Anderson, 2002).

Para la aplicación de estas y otras iniciativas de conservación es necesario, sin embargo, disponer de un conocimiento previo sobre la biodiversidad vegetal existente en el área de estudio. A pesar de que Europa occidental suele considerarse un territorio bien conocido, en cuanto a su biodiversidad, aún pueden reconocerse importantes lagunas en la disponibilidad de información sobre algunas áreas (Purvis & Hector, 2000; Kier *et al.*, 2005). Una de las principales causas atribuidas a esta carencia de información es la numerosa información retenida en colecciones biológicas o en literatura poco accesible. En respuesta a esta situación, en los últimos años se han desarrollado numerosas iniciativas para la catalogación y acceso a datos sobre la biodiversidad, que en el terreno de la botánica ibérica quedan reflejados en diversas iniciativas de ámbito regional (Font, 2007), nacional (ANTHOS, 2007; MMA, 2007) o internacional (GBIF, 2006, 2007).

Estas iniciativas pretenden obtener una actualización dinámica de la biodiversidad de un territorio, con el fin de servir al conocimiento global de los Recursos Naturales. La información recuperada a partir de las colecciones biológicas o bibliografía taxonómica está permitiendo, además, desarrollar parámetros cuantitativos de valoración, y seleccionar elementos indicadores para la biodiversidad (Noss, 1990), así como áreas de interés para la conservación, en el marco de la Red Natura 2000 o iniciativas similares.

En la Península Ibérica, el conocimiento de la biodiversidad vegetal no puede considerarse aún completo. El proyecto *Flora Ibérica*, actualmente en el ecuador de su desarrollo, ha incrementado en un 20% el número de táxones reconocidos por *Flora Europea* (Tutin *et al.*, 1993), y se espera que en los próximos años el número de plantas ibéricas ascienda considerablemente (Castroviejo, 2002). En el caso de las comunidades vegetales, la intensidad de estudio de los últimos 30 años se refleja en el inventario ibérico de Rivas-Martínez *et al.* (2002), el cual es aún objeto de continuas revisiones.

La Cordillera Cantábrica, una de las principales cadenas montañosas ibéricas, no es ajena a la situación general ibérica. Según el Sistema de Información de las plantas de España (Anthos, 2007), el número de táxones actualmente revisados para el área de la Cordillera Cantábrica asciende a 2850 especies y subespecies, lo que supone aproximadamente un 35% del total estimado para la Península (entre 7500 y 8000, según Castroviejo, 2002), lo que le confiere una especial relevancia de la flora de esta cordillera en el contexto florístico ibérico. Sin embargo, apenas existen trabajos sintéticos sobre la riqueza florística o de hábitats del conjunto de la Cordillera Cantábrica, por lo que resulta difícil realizar una valoración general del territorio como elemento único de biodiversidad. Este hecho contrasta con la gran variedad de información disponible sobre el territorio, derivada de tesis doctorales o estudios específicos sobre determinados grupos florísticos o de vegetación. La propia naturaleza de estos estudios hace pensar que la intensidad de muestreo en las diferentes áreas de la Cordillera Cantábrica pueda resultar heterogénea, e incluso incompleta, sin poder definir un grado general de conocimiento del territorio. Por otro lado, la información existente sobre la biodiversidad vegetal de la Cordillera Cantábrica suele referirse a unidades geográficas administrativas, en relación con las Comunidades Autónomas del ámbito cantábrico u otras áreas de diferente naturaleza (Díaz González *et al.*, 1994; Díaz González & Fernández Prieto, 1994; Mayor & Díaz, 1975/2003; Fernández Prieto, 2005; Penas *et al.*, 2005; VVAA, 2005; Purroy *et al.*, 2000; Aedo *et al.*, 1984; Aizpuru *et al.*, 1999; Fernández Prieto, 2005; VVAA, 2005; Rivas Martínez *et al.*, 2002; Ladero *et al.*, 1987).

El objetivo del presente estudio es definir parámetros cuantitativos relacionados con la biodiversidad vegetal de la Cordillera Cantábrica, a partir de la revisión de información disponible. En particular, se pretende sintetizar dicha información en lo que se refiere a la riqueza total de plantas vasculares y hábitats del territorio Orocantábrico, así como al porcentaje de elementos endémicos o amenazados. El objetivo último es realizar una valoración general de la biodiversidad vegetal orocantábrica, que sirvan como base para las diferentes estrategias de conservación establecidas sobre el territorio.

1.2 Metodología

1.2.1 Área de estudio

El marco de estudio se ha establecido a partir de la unidad biogeográfica *orocantabrica* definida por Rivas Martínez *et al.* (1984, 2002), y que se corresponde con la zona axial de la Cordillera Cantábrica, así como algunos de los territorios más próximos, desde la sierra del Caurel (Lugo/León) y su continuación por la sierra de Ancares (Lugo/León), en el límite oeste, hasta Peña Labra (Palencia), al este.

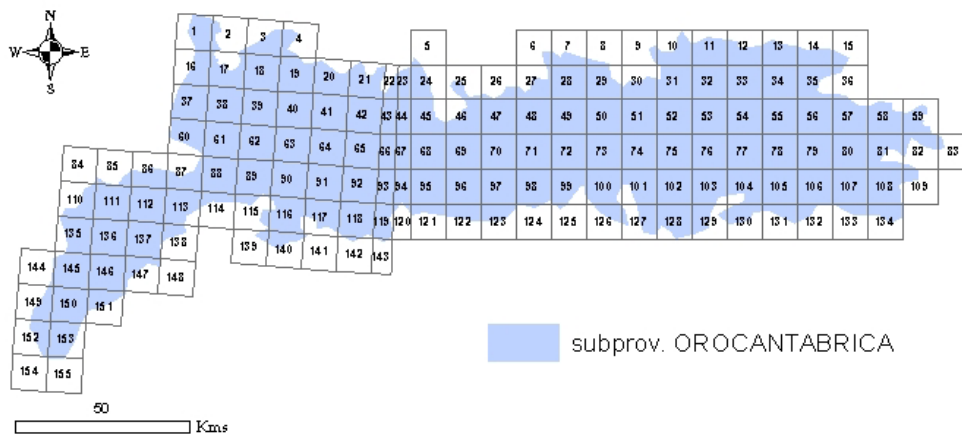


Figura 1-1. Área de estudio definido en función de las 155 cuadrículas UTM 10x10 km. La figura de fondo muestra la subprovincia Orocantábrica (Rivas-Martínez *et al.*, 2002).

La caracterización biogeográfica de esta unidad está basada fundamentalmente en la homogeneidad de series de vegetación, en correspondencia con unas características bioclimáticas definidas (Rivas-Martínez, 1987). Se corresponde principalmente con el área que alberga las mayores altitudes de la Cordillera Cantábrica, así como las cuencas altas de los principales ríos que nacen en ella. Mientras que el límite sur está

claramente definido por la transición con la meseta, el límite norte del territorio Orocantábrico tiene un trazado más irregular, en respuesta a la mayor o menor influencia oceánica y de la altitud. Los límites del área de estudio se han establecido en función de las cuadrículas UTM de 10 km² (cUTM), ya que es ésta la unidad de referencia más utilizada en la bibliografía botánica sobre el territorio. De este modo fueron seleccionadas todas las cUTM que incluyeran parte de la subprovincia Orocantábrica, digitalizando los mapas biogeográficos referentes a esta unidad, a partir de los trabajos de Rivas Martínez *et al.* (2002) y Díaz González & Fernández Prieto (2007). Las cuadrículas seleccionadas se muestran en la Figura 1-1, y sus principales características se detallan en la Tabla 1-1.

1.2.2 Fuentes de datos

La información florística para el territorio se obtuvo a partir de los principales trabajos de síntesis disponibles sobre el mismo. Las fuentes consultadas fueron el proyecto Anthos (2007), que contiene información florística y corológica para todo el territorio español (en adelante, BD ANTHOS); el Atlas de Flora Vascular de Castilla y León (VVAA, 2005), con información referida al ámbito castellano y leonés de la Cordillera Cantábrica, extraída de los herbarios de sus universidades y fuentes bibliográficas (BD CyL); el herbario FCO del Departamento de Botánica de la Universidad de Oviedo, el cual dispone de información informatizada sobre la flora de Asturias presente en su colección (herbario FCO); y el Atlas de Flora Prioritaria del Jardín Botánico Atlántico, donde se almacena información corológica sobre flora de interés para la conservación en Asturias y en el ámbito cantábrico (Atlas JBA). En todos los casos se utilizó información georreferenciada, tomando como referencia las cuadrículas de proyección UTM de 10x10 km (en adelante, cUTM). La información con una precisión mayor (1x1, coordenadas GPS) fue referida a la malla de 10x10, mientras que la información no georreferenciada o con menor precisión fue desechada. Las referencias existentes sobre la vegetación del territorio fueron obtenidas mayoritariamente a través de trabajos fitosociológicos, que se corresponden principalmente con estudios que cubren, parcial o totalmente, la Cordillera Cantábrica. Como material básico de referencia se consultaron los trabajos de Rivas Martínez *et al.* (1984, 2002); Ladero *et al.*, (1987) y Díaz González & Fernández Prieto (1994). También se consultaron las tesis doctorales y trabajos análogos realizados sobre la flora y vegetación del territorio (Fernández Prieto, 1981; Romero, 1984; Lopez Pacheco, 1988; Perez Morales, 1988; Puente García, 1988; Fernández Prieto & Bueno, 1996; Alonso Redondo, 2003 y Lence, 2003), así como trabajos recientes sobre las comunidades vegetales de la alta montaña cantábrica (Fernández Prieto & Bueno, 1994, 2001).

N	Nombre	Min	Max	Med	N	Nombre	Min	Max	Med	N	Nombre	Min	Max	Med
1	29TPH89	226	1393	853	53	30TUN47	908	2429	1547	105	30TUN65	1078	2503	1533
2	29TPH99	437	1349	753	54	30TUN57	600	2200	1390	106	30TUN75	1015	1977	1271
3	29TQH09	222	922	503	55	30TUN67	279	1416	785	107	30TUN85	1041	2119	1380
4	29TQH19	200	1494	598	56	30TUN77	321	1979	865	108	30TUN95	987	2039	1369
5	30TTN69	111	1680	523	57	30TUN87	370	1954	1129	109	30TVN05	842	1492	1012
6	30TTN99	267	1264	643	58	30TUN97	384	1889	987	110	29TPH54	369	1099	661
7	30TUN09	189	1237	610	59	30TVN07	333	1368	872	111	29TPH64	492	1404	916
8	30TUN19	195	1384	696	60	29TPH86	412	1647	1076	112	29TPH74	630	1934	1324
9	30TUN29	72	1103	478	61	29TPH96	538	1851	1037	113	29TPH84	816	1925	1274
10	30TUN39	108	1497	720	62	29TQH06	722	1961	1384	114	29TPH94	694	1814	1076
11	30TUN49	181	1768	850	63	29TQH16	1057	2114	1581	115	29TQH04	736	1631	1099
12	30TUN59	84	1412	606	64	29TQH26	1208	2016	1568	116	29TQH14	875	2073	1511
13	30TUN69	26	1540	559	65	29TQH36	1193	2150	1663	117	29TQH24	1156	2048	1622
14	30TUN79	10	1199	427	66	29TQH46	1166	1958	1392	118	29TQH34	1094	1927	1367
15	30TUN89	12	907	345	67	30TTN56	1173	2383	1571	119	29TQH44	1057	1852	1276
16	29TPH88	277	1362	899	68	30TTN66	543	2083	1454	120	30TTN54	1032	1725	1274
17	29TPH98	347	1162	694	69	30TTN76	621	2007	1370	121	30TTN64	979	1624	1214
18	29TQH08	317	1202	724	70	30TTN86	1035	2151	1587	122	30TTN74	964	1853	1333
19	29TQH18	396	1607	1001	71	30TTN96	838	2103	1586	123	30TTN84	932	1603	1149
20	29TQH28	290	1530	935	72	30TUN06	1173	2091	1585	124	30TTN94	943	1492	1134
21	29TQH38	282	1500	874	73	30TUN16	1084	1903	1377	125	30TUN04	911	1604	1101
22	29TQH48	241	1623	914	74	30TUN26	1125	2125	1473	126	30TUN14	940	1547	1144
23	30TTN58	360	1594	842	75	30TUN36	1083	1968	1300	127	30TUN24	927	1741	1174
24	30TTN68	306	1751	907	76	30TUN46	1108	1928	1463	128	30TUN34	975	1772	1217
25	30TTN78	223	1268	558	77	30TUN56	1217	2509	1782	129	30TUN44	987	1744	1285
26	30TTN88	332	1202	708	78	30TUN66	625	2386	1591	130	30TUN54	1069	1942	1434
27	30TTN98	307	1595	801	79	30TUN76	606	1982	1308	131	30TUN64	1059	1922	1343
28	30TUN08	370	1529	828	80	30TUN86	996	2098	1533	132	30TUN74	972	1762	1173
29	30TUN18	392	1929	1123	81	30TUN96	923	2045	1361	133	30TUN84	936	1312	1042
30	30TUN28	211	1921	908	82	30TVN06	761	1476	1031	134	30TUN94	893	1340	999
31	30TUN38	222	2438	1257	83	30TVN16	623	1236	904	135	29TPH53	540	1405	980
32	30TUN48	331	2638	1556	84	29TPH55	322	1036	657	136	29TPH63	627	1410	1029
33	30TUN58	472	2590	1636	85	29TPH65	287	1240	672	137	29TPH73	693	1782	1225
34	30TUN68	142	2260	1006	86	29TPH75	417	1632	1058	138	29TPH83	580	1412	917
35	30TUN78	153	1873	828	87	29TPH85	508	1940	1193	139	29TQH03	634	1772	1017
36	30TUN88	158	1531	636	88	29TPH95	658	1823	1288	140	29TQH13	762	1835	1250
37	29TPH87	439	1467	986	89	29TQH05	844	1962	1437	141	29TQH23	843	1856	1187
38	29TPH97	406	1364	853	90	29TQH15	849	1964	1327	142	29TQH33	986	1803	1344
39	29TQH07	413	1760	963	91	29TQH25	984	2051	1437	143	29TQH43	1087	1574	1293
40	29TQH17	578	1930	1317	92	29TQH35	1205	2138	1611	144	29TPH42	515	1447	993
41	29TQH27	559	1991	1272	93	29TQH45	1146	2043	1573	145	29TPH52	519	1586	1048
42	29TQH37	544	1977	1387	94	30TTN55	1099	1852	1407	146	29TPH62	605	1595	1007
43	29TQH47	809	1917	1402	95	30TTN65	1093	2030	1372	147	29TPH72	498	1368	854
44	30TTN57	571	2132	1306	96	30TTN75	1052	1929	1421	148	29TPH82	480	1000	699
45	30TTN67	387	2125	1076	97	30TTN85	1040	1885	1343	149	29TPH41	343	1296	789
46	30TTN77	339	1721	921	98	30TTN95	1020	1942	1411	150	29TPH51	459	1627	1116
47	30TTN87	462	2011	1149	99	30TUN05	1012	1885	1380	151	29TPH61	523	1558	1018
48	30TTN97	504	2014	1079	100	30TUN15	976	1675	1256	152	29TPH40	226	1042	558
49	30TUN07	717	1982	1418	101	30TUN25	974	1918	1299	153	29TPH50	359	1495	904
50	30TUN17	692	1969	1348	102	30TUN35	1054	1919	1291	154	29TPG49	254	1219	657
51	30TUN27	599	2095	1408	103	30TUN45	1092	2053	1393	155	29TPG59	273	1213	605
52	30TUN37	470	1864	1318	104	30TUN55	1215	2408	1600					

Tabla 1-1. Cuadículas UTM seleccionadas. Se indica la altitud mínima máxima (Min), la altitud máxima (Max), y la altitud media (Med) de cada una de las unidades, obtenidas a partir de un modelo digital de elevaciones de 100x100 metros.

1.2.3 Síntesis y análisis de datos

Información sobre flora

Las bases de datos consultadas se consideran la fuente de información sintética más fiable sobre la diversidad vegetal del territorio, ya que incluyen datos bibliográficos y de colecciones biológicas relativamente homogéneos desde el punto de vista nomenclatural y taxonómico. Sin embargo, estas fuentes de información suelen estar sesgadas de manera importante (Hortal, 2004), por lo que la interpretación de la diversidad descrita en el territorio puede confundirse con el grado de intensidad de muestreo. Además, las diferencias de criterio taxonómico y el grado de actualización de cada fuente consultada limitan la posibilidad de unificar los datos sin una intensa labor de homogeneización taxonómica y nomenclatural. Con el fin de aprovechar al máximo las fuentes disponibles, se definió en primer lugar la heterogeneidad existente entre las bases de datos, en especial la variación en la riqueza de especies descrita para cada cUTM por las fuentes de ámbito nacional (BD ANTHOS) y las regionales (herbario FCO, BD CyL). Se definió la correlación existente entre ambas escalas, con el fin de examinar la posible relación de los datos originales utilizados por las fuentes. Posteriormente, se midió la variación en la riqueza de especies descrita para cada cUTM en el territorio, analizando su distribución geográfica. El tratamiento general de los datos florísticos de cada cUTM se realizó mediante Microsoft Access, mientras que la información espacial fue elaborada mediante software de plataforma ESRI (GIS Arcview 3.2 y ArcGIS 9.0).

Para la estimación de la riqueza de especies en el área de estudio se aplicaron estimadores estadísticos no paramétricos, definidos a partir de la aleatorización de la intensidad de muestreo en un territorio (Colwell & Coddington, 1994). Si bien la aplicación tradicional de estos algoritmos se ha enfocado al diseño de muestreos en función de las curvas de acumulación de especies, en los últimos años se empiezan a utilizar también para realizar estimaciones a partir de bases de datos biológicas (Soberón *et al.*, 2000; Meier & Dikow, 2004; Petersen *et al.*, 2003, Rosenzweig *et al.*, 2003). Para ello debe seleccionarse una unidad de esfuerzo homogénea en el tiempo o en el espacio, interpretando que el número de especies encontrado se incrementa a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo, hasta llegar a un punto en que el número nuevo de especies es muy bajo, representado gráficamente como la asíntota de una curva de acumulación de especies. La aplicación de estos estimadores a colecciones biológicas se basa en la definición de series temporales como unidad de esfuerzo, definiendo periodos de años, lustros, decenios, etc. (Meier & Dikow, 2002; Soberón *et al.*, 2007). Debido a una posible heterogeneidad de las series temporales, es conveniente excluir las muestras con un número muy bajo de datos, o bien

unificarlas de modo que constituyan grupos temporales correlativos (Soberón *et al.*, 2007). A partir de los datos disponibles en las base de datos consultadas, se optó por utilizar series temporales anuales, seleccionando sólo aquellos años con un mínimo de 25 plantas muestreadas por año, integrando los datos de las anualidades con un número inferior con los del periodo siguiente. De este modo, en los casos en que varios años consecutivos incluían números muy bajos de muestras (como los periodos más antiguos, de principios del siglo XX), se crearon grupos de años hasta obtener el número mínimo requerido. Finalmente se creó una matriz de presencia/ausencia (filas: táxones; columnas: año o conjunto de años), que fue tratada con el software EstimateS 8.0 (Colwell, 2005), el cual incorpora diferentes algoritmos para la estimación de curvas de acumulación de especies a partir de repeticiones aleatorias. Se establecieron en todos los casos 300 series aleatorias para la selección del orden de entrada de muestras. De los diferentes algoritmos disponibles, se utilizaron tan solo aquellos diseñados para el tratamiento de datos de incidencia o presencia/ausencia: "ICE" - *Incidence-based coverage estimator* (Lee & Chao, 1994), "Chao 2" (Chao, 1987), "Jacknife 1" - *first-order jacknife estimator* (Heltshe & Forrester, 1983) y "Jacknife 2" - *second-order jacknife estimator* (Smith & van Belle, 1984).

La estimación final se calculó a partir del valor medio de cada parámetro, ajustada a un intervalo de confianza del 95%, a partir de los algoritmos correspondientes para cada estimador, cuya descripción detallada se ofrece en Colwell (2005). Posteriormente se calculó la media de todas las estimaciones como valor estimado de riqueza florística (Nest), calculando un índice "C" para definir el grado de conocimiento del territorio (Soberón *et al.*, 2007), como resultado del cociente: especies observadas (S_{obs}) / especies estimadas (S_{est}).

Información sobre vegetación

La riqueza de hábitats en el territorio se estableció a partir de la revisión bibliográfica y la creación de una base de datos al efecto. Para ello se recopiló el conjunto de hábitats reconocidos para el área de estudio, utilizando el rango de *alianza* fitosociológica como unidad básica, considerándola más adecuada que el de *asociación*, para la definición de unos patrones generales de abundancia y distribución de la vegetación en el área de estudio. El rango de *alianza* es además utilizado para el desarrollo de síntesis cartográficas, así como en la descripción de los hábitats de territorios amplios (VVAA, 2003), razón por la que se puede ofrecer con mayor precisión una aproximación sobre la diversidad de hábitats presentes en el área de estudio.

Para cada una de las alianzas reconocidas se definió el código correspondiente de la clasificación europea EUNIS (2003). Con el fin de valorar la superficie ocupada por los hábitats relacionados con las unidades de vegetación, se utilizó la información disponible en la cartografía de hábitats del Inventario Nacional de Biodiversidad (www.mma.es) (VVAA, 2003). Dicha información contiene los mapas de hábitats de la Península Ibérica a escala 1:50.000, compatible con los Sistemas de Información Geográfica (formato de intercambio *e00*), así como la base de datos de identificación de los códigos de vegetación, para cada una de las provincias españolas. La información fue posteriormente unificada para al área de estudio, utilizando la codificación de los polígonos de identificación de los hábitats y la tabla de datos adjunta a la capa cartográfica. De este modo, para cada una de las alianzas fitosociológicas cartografiadas se pudo calcular la superficie total ocupada en el área de estudio, en función de la cobertura parcial definida en cada uno de los polígonos. Los resultados fueron integrados a una base de datos geográfica, a partir de las herramientas de gestión de bases de datos disponibles en ArcGIS. Finalmente, y con el objeto de conocer la distribución de las unidades más representativas, se generaron mapas de distribución de las alianzas más extendidas en el área de estudio.

Elementos indicadores

El uso de táxones de interés como indicadores de biodiversidad es una herramienta comúnmente utilizada para la valoración de territorios desde un punto de vista cualitativo (Fleishman *et al.*, 2005; Butchart *et al.*, 2005). Generalmente suelen utilizarse aspectos funcionales de las especies indicadoras, relacionando su presencia con el estado de conservación del territorio (Bani *et al.*, 2005). Otras alternativas pasan por la definición de estimadores indirectos del valor o evolución de la biodiversidad vegetal en el territorio (Noss, 1990).

En el contexto del presente trabajo, se pretende definir aquellas unidades de flora (especies y subespecies) y vegetación (hábitats) que ofrezcan información de interés biogeográfico y para la conservación de la biodiversidad orocantábrica. Para ello se tomaron como referencia principal los indicadores usados para la selección de áreas de especial interés o IPA (Anderson, 2002), seleccionando el conjunto de plantas y hábitats endémicos o amenazados del área de estudio. Se consideró como endémico cualquier taxon (especie, subespecie) o sintaxon (alianza) que cumpliera con la condición de que al menos el 90% de su distribución esté incluida en el área orocantábrica. De este modo se incorporaron táxones con presencia puntual en otros territorios, pero cuya distribución es principalmente orocantábrica.

En relación con el marco general de este trabajo, se consideró oportuno recopilar también los endemismos compartidos con áreas montañosas próximas. En concreto, aquellos endemismos orófilos pirenaico-cantábricos (presentes en las unidades biogeográficas *Orocantábrica* y *Pirenaica*) y aquellos distribuidos por áreas de montaña orocantábricas y las montañas galaico-leonesas, restringiendo así la selección de endemismos a zonas de montaña, y excluyendo los táxones o sintáxones compartidos con áreas de menor altitud, como los de distribución vasco-cantábrica, atlántica, etc.

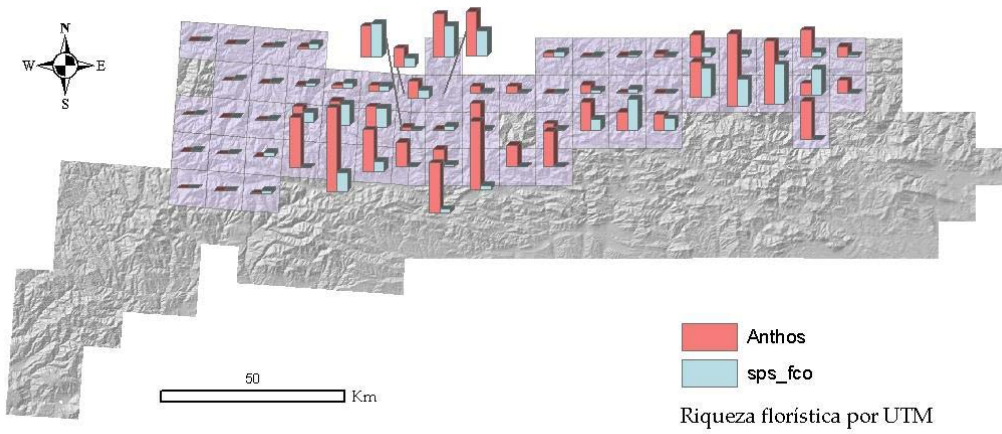
La flora amenazada se seleccionó a partir de la flora orocantábrica a la que se le ha asignado una categoría UICN (2001) a escala nacional, tomando como referencia principal la Lista Roja (VVAA, 2001) y el Atlas y Libro rojo de la Flora Vascular española (Bañares *et al.*, 2004). En el caso de las unidades de vegetación, se consideró como amenazado cualquier hábitat (o alianza correspondiente) definido como prioritario en la directiva de la Unión Europea. Como referencia nomenclatural para la flora se utilizó el Vademécum de flora de Asturias (Fernández Prieto, 2005), excepto en el caso de plantas no presentes en esta región, en cuyo caso se aplicó el criterio de Flora Ibérica (Castroviejo, 1986) o, en su defecto, *Flora Europaea* (Tutin *et al.*, 1993). En el caso de la vegetación se siguió como referencia nomenclatural la propuesta de Rivas-Martínez (2002) para la Península Ibérica.

1.3. Resultados

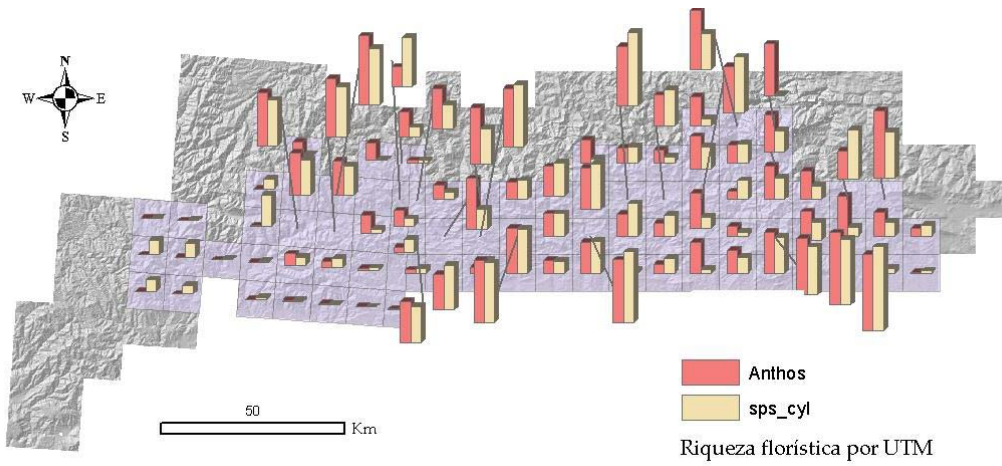
1.3.1 Heterogeneidad de las fuentes

Los datos disponibles permitieron establecer la relación existente entre la riqueza florística recogida en la BD ANTHOS y las fuentes regionales (herbario FCO y BDCyL), si bien 28 de las 155 cUTM no pudieron ser analizadas por no disponer de datos suficientes. La correlación entre el número de especies y subespecies asignado por cUTM en ambas referencias es elevada, especialmente entre la BD ANTHOS y BDCyL (N= 84; Coef. Pearson = 0.807; $p < 0.001$). La correlación entre la riqueza recogida en la BD ANTHOS y el herbario FCO resultó igualmente significativa, aunque con un nivel menor de correlación (N= 63; Coef. Pearson = 0.557; $p < 0.001$). Ello indica que, en términos relativos, la proporción de táxones inventariada en cada cuadrícula no varía en función de la fuente consultada. La comparación entre la riqueza florística catalogada en la BD ANTHOS y las fuentes regionales se muestra en la Figura 1-2, así como las diferencias existentes en cada unidad del territorio. Las fuentes regionales ofrecen niveles más altos de riqueza florística en 127 de las 155 cUTM (82 %), especialmente en el territorio de Castilla y León, donde la BDCyL supera en riqueza florística a la BD ANTHOS, hasta en 400 táxones (Figura 1-2c).

(A)



(B)



(C)

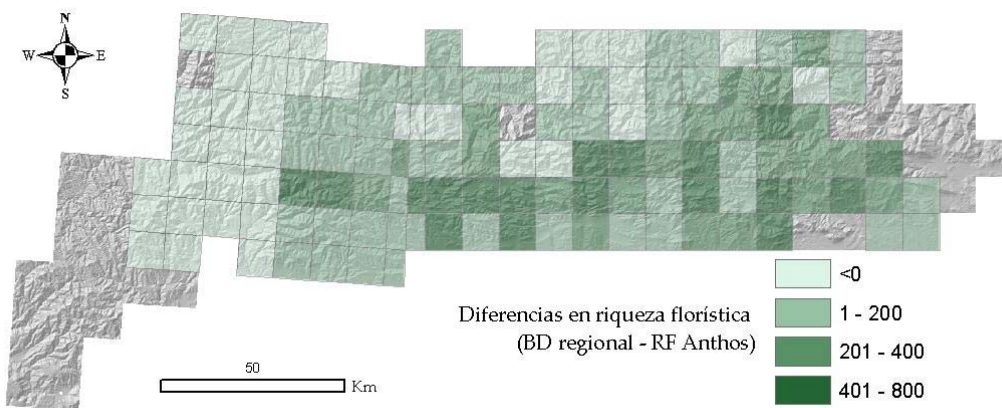


Figura 1-2. Comparación entre la riqueza florística ofrecida por la BD ANTHOS y las fuentes de datos de (A) el herbario FCO (*sps-fco*) y (B) la BDCyL (*sps_cyl*). En (C) se indica la diferencia mínima entre la riqueza florística de BD ANTHOS y la fuente regional con más referencias para cada cuadrícula UTM.

1.3.2 Conocimiento del territorio

Generalmente se considera que existe una relación entre el número de registros correspondiente a una unidad territorial (en este caso, pliegos de herbario o citas bibliográficas) y el número de táxones diferentes encontrados. Con los datos disponibles, pudo verificarse cómo esta norma también se cumple para las cUTM del territorio estudiado, existiendo una correlación directa entre el número de registros y el número de táxones inventariados en cada cUTM (Figura 1-3). La relación entre ambas variables resulta significativa tanto para los datos de la BDCyL, referidos a citas bibliográficas y colecciones de herbario ($N= 84$; $R^2= 0.971$; $p<0.001$), como para la información del herbario FCO, únicamente referidos a los pliegos de herbario informatizados en la Universidad de Oviedo ($N= 63$; $R^2= 0.962$; $p< 0.001$). La BDCyL dispone de un mayor número de registros (en torno a 58.000) que los disponibles en el herbario FCO (16.000), debido a su mayor representatividad (conteniendo citas bibliográficas además de pliegos de herbario).

La intensidad del muestreo realizado en el conjunto del territorio puede medirse en función del número de registros producidos en el tiempo, definiendo los periodos con un mayor número de citas o pliegos de herbario como los de mayor intensidad de prospección. Los datos referidos al territorio Orocantábrico de Castilla y León, disponibles en la BDCyL, muestran una especial intensidad de muestreo durante la década de los ochenta (Figura 1-4). En el caso de los datos de herbario disponibles en el herbario FCO, el máximo de registros se corresponde con la década de los años 70, si bien determinados años muestran, de forma puntual, un aumento importante en las prospecciones florísticas (Figura 1-4), siempre medidas en función del número de pliegos que han dejado constancia de la actividad realizada.

En función de la relación existente entre el número de registros y el número de plantas catalogadas en el territorio, las diferencias en la intensidad de muestreo llevada a cabo en su ámbito pueden inferirse a partir del número total de táxones (especies y subespecies) descritos para cada cUTM. En base a ello, se escogió el número máximo de táxones catalogados para cada cUTM por cualquiera de las tres referencias consultadas, cuantificando así la riqueza florística reconocida para las 155 cUTM del área de estudio. El valor medio de la riqueza florística de cada cUTM es de 224 táxones, con una elevada variabilidad en los datos (desv. est. = 226). La heterogeneidad de la distribución de los datos puede apreciarse en la Figura 1-5. Las áreas que ofrecen un mayor número de táxones coinciden en su mayor parte con las zonas que han sido objeto de tesis doctorales (Figura 1-7).

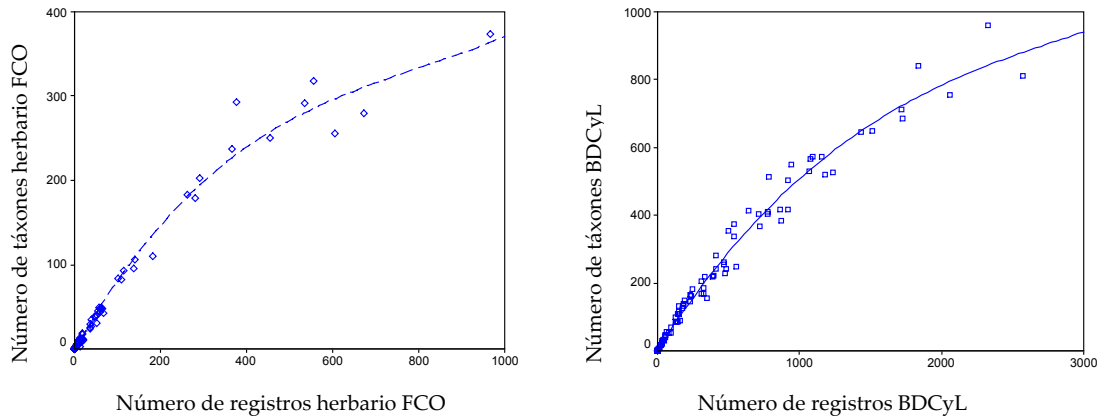


Figura 1-3. Relación entre el número de registros y el número de especies por cada cUTM, a partir de los datos del herbario FCO ($r^2= 0.962$) y la BDCyL ($r^2= 0.971$). La línea marca la tendencia de ajuste de la relación en función del método de regresión cúbica.

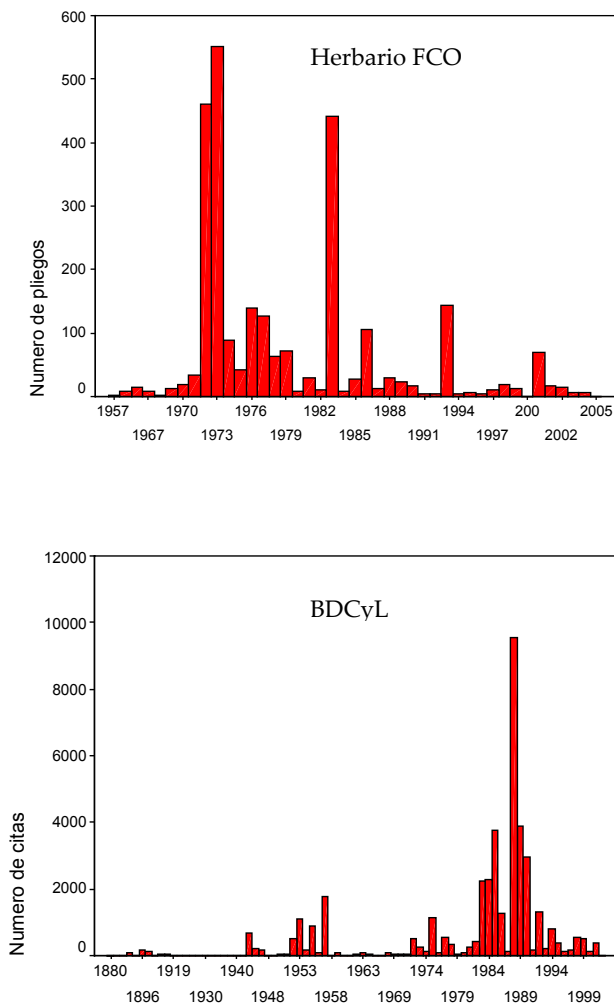


Figura 1-4. Intensidad del muestreo florístico en función del tiempo, a partir del número de registros disponibles en el herbario FCO (nº de pliegos de herbario informatizados) y la BDCyL (pliegos de herbario y referencias bibliográficas).

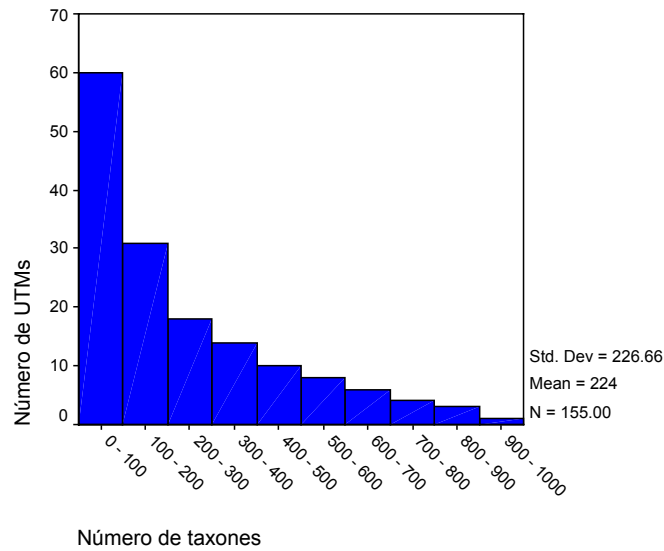


Figura 1-5. Histograma de frecuencias del número de táxones por cuadrícula UTM en el área de estudio, a partir del número máximo de especies y subespecies catalogado en las fuentes consultadas.

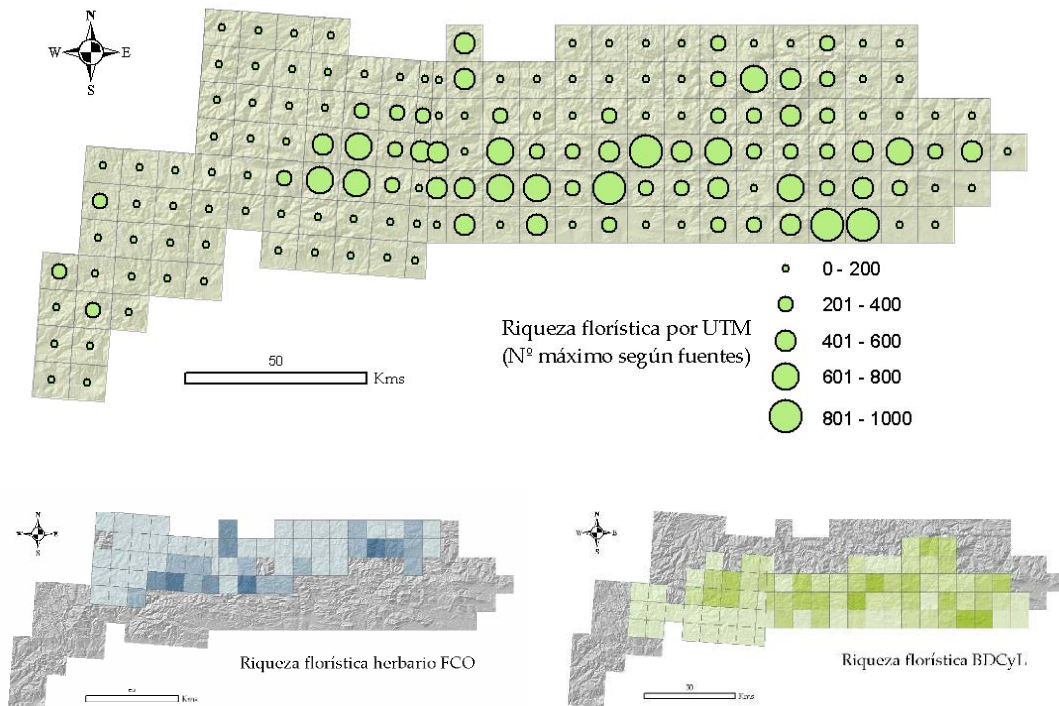


Figura 1-6. Número máximo de táxones (especies y subespecies) reconocidos en cada cuadrícula UTM por las fuentes consultadas (BD ANTHOS, herbario FCO y BDCyL). En la parte inferior se muestra la proporción de la riqueza florística definida por las fuentes de datos regionales (mayor intensidad de color indica mayor número de táxones).

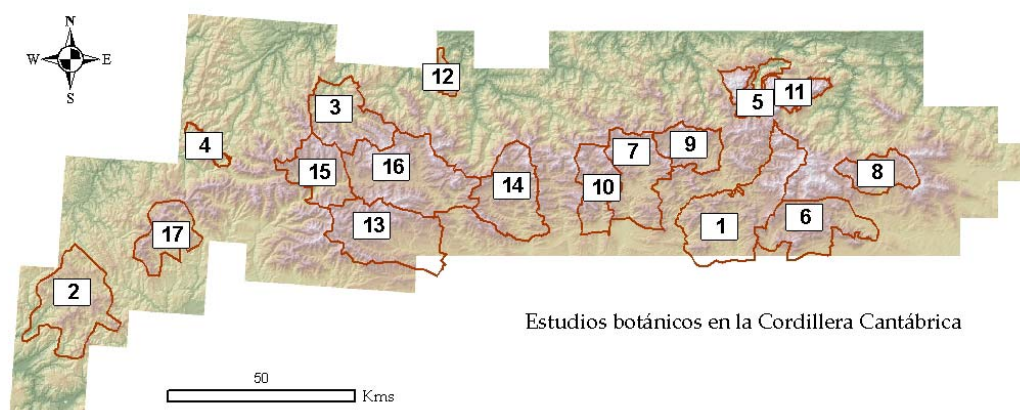


Figura 1-7. Principales estudios botánicos realizados en el área de estudio. Se han incluido las tesis doctorales y aquellos trabajos específicos publicados y realizados sobre territorios concretos, tanto en relación con su flora como con su vegetación. Los números de referencia de cada territorio se corresponden con el listado de la Tabla 1-2).

nº	Área de estudio	Autor	Tipo / Objetivo
1	Cuenca río Esla (LE)	Alonso, 2003	TD / Flora y vegetación
2	Sierra del Caurel (LU)	Amigo, 1984; Guitián, 1984	TD / Vegetación
3	Concejo de Somiedo (AS)	Fernández Prieto, 1981	TD / Flora y vegetación
4	Reserva de Muniellos (AS)	Fdez Prieto & Bueno, 1996	OE/ Vegetación
5	Cuenca del río Cares (AS,LE)	García-González, 1986	TD / Flora
6	Sierras del Brezo/ la Sierra (P)	García González, 1990	TD / Flora y vegetación
7	Cuenca río Porma (LE)	Hernández Hernández, 1984	TD / Flora y vegetación
8	Cuenca río Pisuegra (P)	Herrero Cembranos, 1989	TD / Flora y vegetación
9	Valdeburón, Lillo (LE)	Lence, 2001	TL / Flora y vegetación
10	Cuenca río Curueño (LE)	López Pacheco, 1988	TD / Flora y vegetación
11	Picos de Europa (AS,LE)	Nava, 1988	TD / Flora y vegetación
12	Sierra del Aramo (AS)	Navarro Andrés, 1974	TL / Flora y vegetación
13	Comarca de Omaña (LE)	Pérez García, 1983	TD / Flora y vegetación
14	Cuenca río Bernesga (LE)	Pérez Morales, 1988	TD / Flora y vegetación
15	Cuenca río Sil (LE)	Puente, 1988	TD / Flora y vegetación
16	Cuenca río Luna (LE)	Romero Rodríguez, 1983	TD / Flora y vegetación
17	Sierra de Ancares (LU)	Silva-Pando, 1994	TL / Flora y vegetación

Tabla 1-2. Principales estudios botánicos desarrollados en la Cordillera Cantábrica (ver numeración en la Figura 1-7). TD: tesis doctoral; TL: tesis de licenciatura; OE: otros estudios.

1.3.2 Riqueza de plantas vasculares

Las estimaciones del número esperado de táxones en base a los datos utilizados varían ligeramente en función del algoritmo utilizado (Tabla 1-3). En el caso del ámbito orocantábrico de Castilla y León, el valor medio estimado es de 2900 especies y subespecies, frente a las 2495 citadas hasta el momento. En Asturias, la media estimada alcanza los 2471 táxones, frente a las 1632 plantas actualmente reconocidas en el herbario FCO. El parámetro C (número de especies observadas / número de especies estimadas) puede evidenciar el grado de conocimiento general del territorio, a partir de las muestras incluidas en las bases de datos. En función de ello, el Atlas de Castilla y León refleja con mayor exactitud (C=0.83) la biodiversidad estimada para sus territorios orocantábricos, mientras que la base de datos de FCO ofrece una menor representatividad (C=0.66). Considerando como nivel de conocimiento medio del área de estudio el promedio de ambos valores (C = 0.74), y aplicándolo al número de táxones definidos en la BD ANTHOS (N=2850), se puede estimar el total de la flora orocantábrica en torno a los 3590 táxones.

Área (fuente de datos)	Nobs	ICE	Chao2	Jack1	Jack2	Nest	C
Castilla y León (BD CyL)	2435	2750	2819	2925	3107	2900	0.83
Asturias (herbario FCO)	1632	2424	2405	2336	2719	2471	0.66

Tabla 1-3. Resultados de las estimaciones de riqueza florística en los territorios estudiados, según los diferentes estimadores utilizados: ICE, Chao2, Jack1 y Jack2. *Nobs*: Número observado de plantas; *Nest*: Número medio estimado; *C*: grado de conocimiento (= *Nobs* / *Nest*).

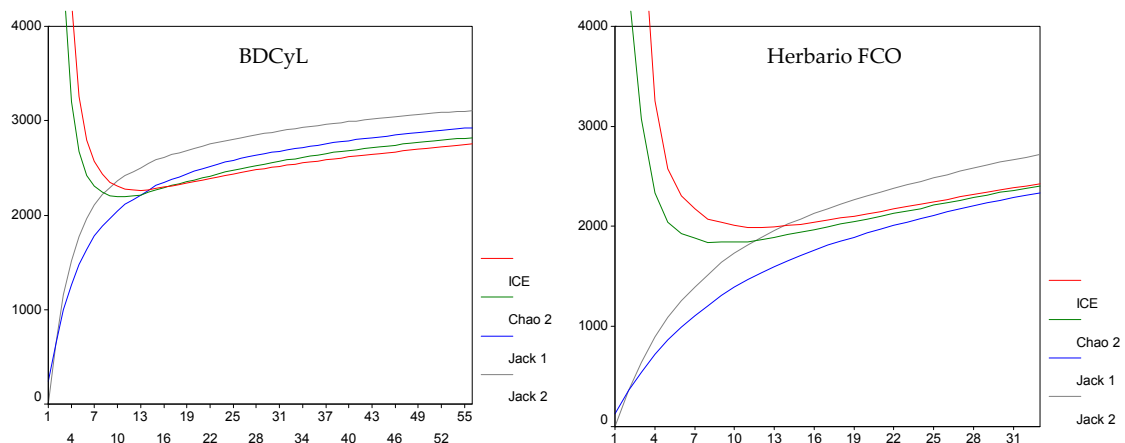


Figura 1-8. Estimación de la riqueza de especies (eje de ordenadas) en función de los diferentes algoritmos utilizados, aplicados a los datos disponibles para la flora orocantábrica en Castilla y León (BDCyL) y Asturias (herbario FCO). En abscisas se indican las series temporales definidas en cada caso.

1.3.3 Flora vascular endémica y subendémica orocantábrica

En función de la bibliografía revisada y el criterio taxonómico utilizado, la flora endémica y subendémica orocantábrica recopilada está representada por un total de 135 táxones: 74 endemismos orocantábricos (36 especies y 38 subespecies), 35 endemismos de los territorios orocantábricos y pirenaicos (27 especies y 8 subespecies) y 26 endemismos de los territorios orocantábricos y los montes Galaico-Leoneses (14 especies y 12 subespecies). El listado de referencia o *check-list* de las plantas endémicas y subendémicas consideradas se detalla en el ANEXO (1).

Comparando su descripción original (o del basiónimo, en el caso de haber cambiado de estatus taxonómico), se puede apreciar cómo los endemismos orocantábricos han sido descritos, en su mayor parte, durante los últimos 25 años, mostrando una tendencia temporal claramente diferente a la de los otros dos grupos corológicos considerados, en los cuales la descripción botánica ha seguido una tendencia continua desde el siglo XIX (Figura 1-9). El conjunto de flora endémica y subendémica orocantábrica está representada por 32 familias y 79 géneros (Tabla 1-4), destacando entre estos últimos *Alchemilla* (8 táxones), *Saxifraga* (7 táxones) y *Ranunculus* (6 táxones). Las discrepancias taxonómicas detectadas en relación al proyecto *Flora Iberica* y ANTHOS (2007) afectan principalmente a los endemismos orocantábricos (en un 50.6% de los casos), y en menor medida a los endemismos compartidos con los montes de León (7.4%), mientras que todos los endemismos compartidos con el territorio pirenaico se consideran como táxones válidos.

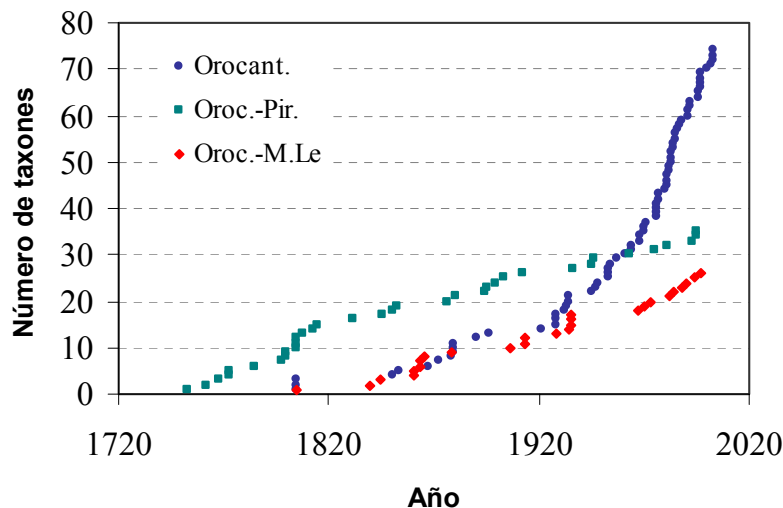


Figura 1-9. Descripción acumulativa, en función del tiempo, de las plantas vasculares endémicas exclusivas del territorio Orocantábrico (**Orocant.**) y compartidas con los territorios pirenaicos (**Oroc-Pir**) y los montes Galaico-Leoneses (**Oroc-M.Le**).

Número de táxones endémicos por familia

Familia	A	B	C	N	Familia	A	B	C	N	Familia	A	B	C	N
Amaryllidaceae	1		1	2	Gentianaceae	1	1		2	Ranunculaceae	4	3	1	8
Boraginaceae	2			2	Geraniaceae	1			1	Resedaceae		1	1	2
Campanulaceae	5		1	6	Gramineae	1	3	2	6	Rosaceae	5	5	2	12
Caryophyllaceae	3	3	5	11	Juncaceae	1			1	Rubiaceae		2		2
Cistaceae	3			3	Labiatae	1	1		2	Salicaceae	2			2
Compositae	8	3	4	15	Leguminosae	2	1	1	4	Saxifragaceae	3	2	1	6
Crassulaceae	1			1	Liliaceae	2			2	Scrophulariaceae	8	4		12
Cruciferae	8	2	2	12	Orchidaceae		1		1	Thymelaceae			1	1
Cyperaceae	1	1		2	Plumbaginaceae	2		2	4	Umbelliferae	2		1	3
Euphorbiaceae		1		1	Polygalaceae	2			2	Violaceae	1	1		2
Fagaceae	2			2	Primulaceae	2		1	3					

Número de táxones endémicos por genero

Genero	A	B	C	N	Genero	A	B	C	N	Genero	A	B	C	N
<i>Acinos</i>		1		1	<i>Eryngium</i>			1	1	<i>Oxytropis</i>		1		1
<i>Adonis</i>		1		1	<i>Erysimum</i>	3			3	<i>Paronychia</i>		1		1
<i>Agrostis</i>			1	1	<i>Euphrasia</i>	1			1	<i>Pedicularis</i>	1	2		3
<i>Alchemilla</i>	4	4		8	<i>Euphorbia</i>		1		1	<i>Petrocoptis</i>	2			2
<i>Allium</i>	1			1	<i>Festuca</i>	1	2	1	4	<i>Polygala</i>	2			2
<i>Androsace</i>	1		1	2	<i>Fritillaria</i>	1			1	<i>Potentilla</i>	1		1	2
<i>Aquilegia</i>	1			1	<i>Galium</i>		1		1	<i>Pritzelago</i>				0
<i>Arabis</i>	1			1	<i>Genista</i>	1		1	2	<i>Quercus</i>	2			2
<i>Arenaria</i>		1	1	2	<i>Gentiana</i>		1		1	<i>Reseda</i>		1		1
<i>Armeria</i>	2		2	4	<i>Geranium</i>	1			1	<i>Rubus</i>			1	1
<i>Artemisia</i>	1			1	<i>Geum</i>		1		1	<i>Ranunculus</i>	4	2	1	7
<i>Asperula</i>		1		1	<i>Helianthemum</i>	3			3	<i>Salix</i>	2			2
<i>Aster</i>		1		1	<i>Hugueninia</i>		1		1	<i>Saponaria</i>		1		1
<i>Campanula</i>	4			4	<i>Homogyne</i>	1			1	<i>Saxifraga</i>	3	2	1	6
<i>Cardamine</i>			1	1	<i>Hieracium</i>	1			1	<i>Sempervivum</i>	1			1
<i>Carduus</i>	1			1	<i>Jasione</i>	1		1	2	<i>Senecio</i>	1		1	2
<i>Carex</i>		1		1	<i>Juncus</i>	1			1	<i>Sesamoides</i>			1	1
<i>Centaurea</i>	1			1	<i>Laserpitium</i>	2			2	<i>Silene</i>	1		2	3
<i>Centaurium</i>	1			1	<i>Leontodon</i>		1	2	3	<i>Soldanella</i>	1			1
<i>Cirsium</i>	1			1	<i>Linaria</i>	2			2	<i>Spergula</i>	1		1	2
<i>Crepis</i>			1	1	<i>Narcissus</i>	1		1	2	<i>Teesdaliopsis</i>			1	1
<i>Cytisus</i>	1			1	<i>Nepeta</i>	1			1	<i>Thymelaea</i>			1	1
<i>Dianthus</i>			1	1	<i>Nigritella</i>		1		1	<i>Tragopogon</i>	1			1
<i>Doronicum</i>		1		1	<i>Nothobartsia</i>		1		1	<i>Veronica</i>	3	1		4
<i>Draba</i>	4			4	<i>Odontites</i>	1			1	<i>Viola</i>	1	1		2
<i>Echium</i>	2			2	<i>Oreochloa</i>		1		1					
<i>Erigeron</i>	1			1										

Tabla 1-4. Número de táxones (especies y subespecies) incluidos en cada una de las familias y géneros representados en la flora endémica: **A)** orocantábrica; **B)** de los territorios orocantábricos y pirenaicos; **C)** de los territorios orocantábricos y montes de León; **N)** número total de táxones.

1.3.5 Flora amenazada

Se han reconocido hasta el momento 46 plantas presentes en la Cordillera Cantábrica a las que se les ha asignado un valor de amenaza, y otras 11 plantas tratadas como de datos insuficientes o casi amenazadas, según los criterios UICN (2001) aplicados a escala nacional (Tabla 1-5). Las categorías de amenaza vienen recogidas en su mayor parte en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada de España (Bañares *et al.*, 2004), e incluyen tanto las plantas estudiadas para dicha obra como aquellas que presentan una categoría preliminar de amenaza, derivada de revisiones del Libro Rojo (Gómez-Campo *et al.*, 1984) y principalmente de la Lista Roja de la flora vascular española (VVAA, 2001). Cabe destacar la alta presencia de plantas endémicas entre la flora amenazada del territorio (43% de las CR, EN o VU), así como la predominancia de flora de distribución eurosiberiana.

UICN (2001)	N ° total	End.Oroc.	Sub.Oroc.	Eurosib.	Medit.	Med./Eur.
CR	4	3	-	1	-	-
EN	4	2	-	1	-	1
VU	38	15	4	16	3	-
DD	10	1	1	5	3	-
NT	1	1	-	-	-	-

Tabla 1-5. Flora orocantábrica incluida en alguna de las categorías de la UICN (2001), y rango de distribución en la Península Ibérica: **End.Oroc.**: Endemismo orocantábrico; **Sub.Oroc.**: Subendemismo orocantábrico (distribución pirenaico-cantábrica o del territorio Orocantábrico y montes galaico-leoneses); **Eurosib.**: de distribución eurosiberiana; **Medit.**: de distribución mediterránea; **Med./Eur.**: se distribuye por las regiones eurosiberiana y mediterránea (según Rivas-Martínez *et al.*, 2002).

1.3.5 Riqueza y endemidad de hábitats

Se ha catalogado la presencia de 115 alianzas fitosociológicas en el área de estudio, correspondientes a 44 clases y 71 órdenes fitosociológicos. Atendiendo a su distribución ibérica, en la Cordillera Cantábrica predominan las alianzas de óptimo eurosiberiano (n=57; 49.56% del total), frente a las mediterráneas (n=16; 13.91%). Un buen número de ellas se distribuye por ambas unidades biogeográficas (n=38; 33.04%), mientras que 4 alianzas (3.49% del total) son endémicas del territorio Orocantábrico. De las 115 alianzas recopiladas, 53 no aparecen representadas en la cartografía de hábitats (VVAA, 2003), por corresponderse en su mayor parte con comunidades puntuales o no cartografiables para la escala utilizada (1:50.000).

La relación del conjunto de alianzas recopiladas, así como su correspondencia con los hábitats de la red Natura 2000 (European Commission, 2003) y la clasificación EUNIS (2004), se detallan en el ANEXO (1) del presente capítulo, indicando también su corología y superficie cartografiada, en función de la cartografía de hábitats (VVAA, 2003), que en su conjunto cubre cerca del 87% de la superficie del área de estudio. La superficie ocupada por las comunidades correspondientes a cada alianza se calculó en función del porcentaje de cobertura definido para el conjunto de las asociaciones incluidas en cada tesela.

Seis de las 62 alianzas cartografiadas ocupan un 80% de la superficie total (c. 12.750 km²), tres de ellas correspondientes a formaciones arboladas (Figura 1-10) con un 52% de la superficie total, y tres a matorrales secundarios (Figura 1-11), ocupando el 27% de la superficie. Las formaciones más extensas fueron *Quercion pyrenaicae* (45%), con un área de distribución básicamente meridional, y especialmente dominada por formaciones arbustivas con bajo estado de conservación. Le siguen las comunidades incluidas en la alianza *Ilici-fagion* (5.1% de la superficie total), integrada por robledales (*Quercus petraea*) y hayedos (*Fagus sylvatica*) oligótrofos, predominantes en la vertiente norte; y la alianza *Quercion ilicis*, dominadas por bosques esclerófilos dominados por *Quercus ilex*, y que ocupan una superficie más reducida (2%), distribuidos en enclaves puntuales. En el caso de las formaciones de matorral, la alianza *Daboecion cantabricae* ocupa un 19% de la superficie cartografiada, distribuidos de forma más o menos continua por el territorio, aunque con una neta preferencia septentrional. Le siguen las comunidades de la alianza *Genistion polygaliphyllae* (4.2%), distribuidas principalmente en el área central y meridional del área de estudio; y las comunidades de *Ericion umbellatae* (3.5%), con una marcada distribución suroccidental.

1.3.6 Hábitats amenazados

De las 115 alianzas seleccionadas, 84 se corresponden con alguno de los hábitats incluidos en la Directiva Hábitats, según las correspondencias definidas en el manual de interpretación de dicha directiva (European Commission, 2003) y la correlación disponible en la base de datos de la clasificación EUNIS (2004). 16 de estas alianzas se corresponden con hábitats prioritarios, considerados como hábitats especialmente amenazados por la citada directiva. A partir del estado de conservación asignado a las unidades incluidas en la cartografía de hábitats (VVAA, 2003), con una valoración en clases de 1 a 3, se calculó el valor medio de conservación para cada polígono, definiendo así el grado de conservación de cada tesela (Figura 1-12), en función de la categoría de conservación definida.

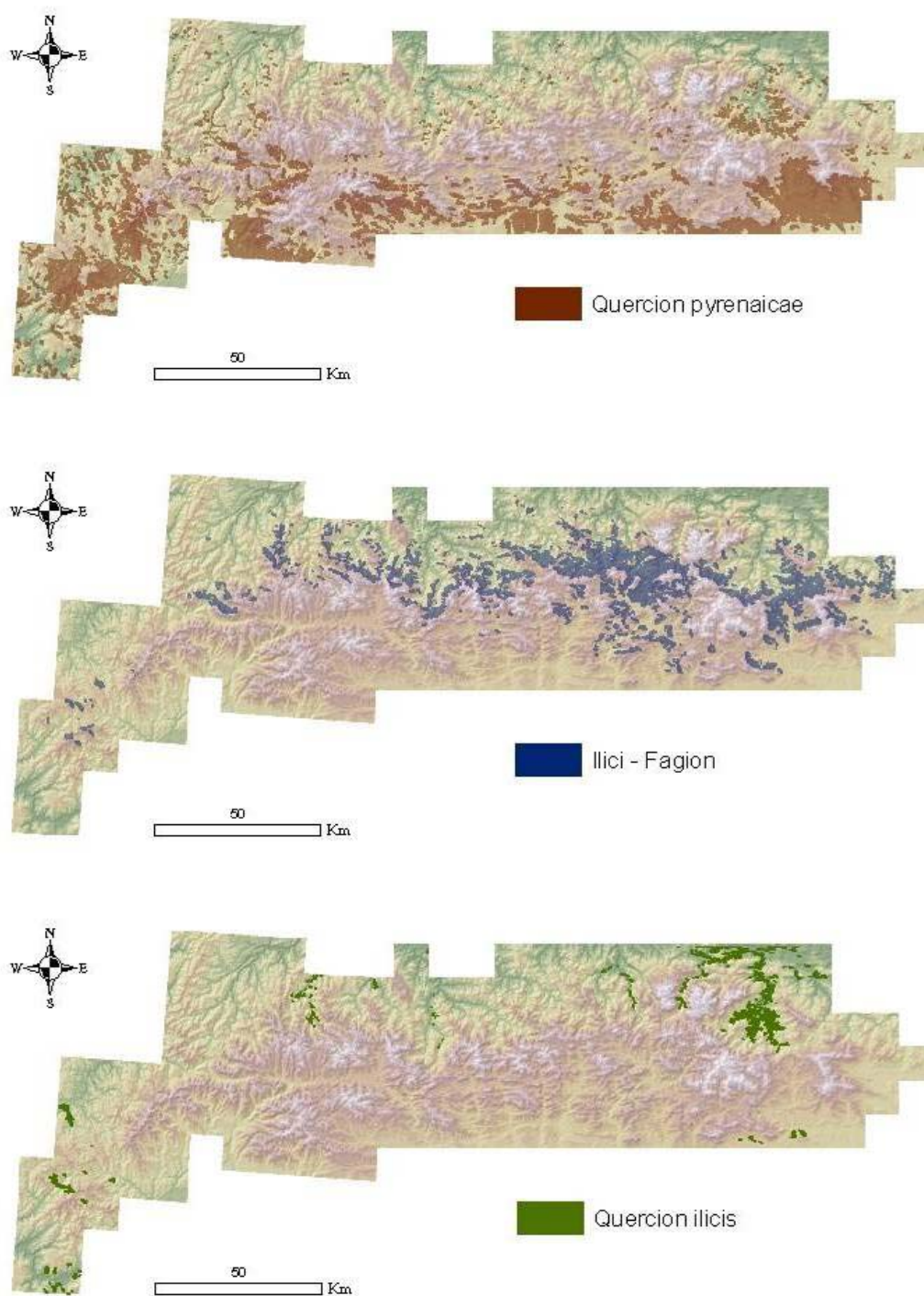


Figura 1-10. Área de distribución de las comunidades vegetales de bosques con mayor superficie total cartografiada: *Quercion pyrenaicae* (45%), *Ilici-Fagion* (5.1%) y *Quercion-Ilicis* (2%). (Las teselas marcadas indican tan solo la presencia de estas unidades, no su dominancia).

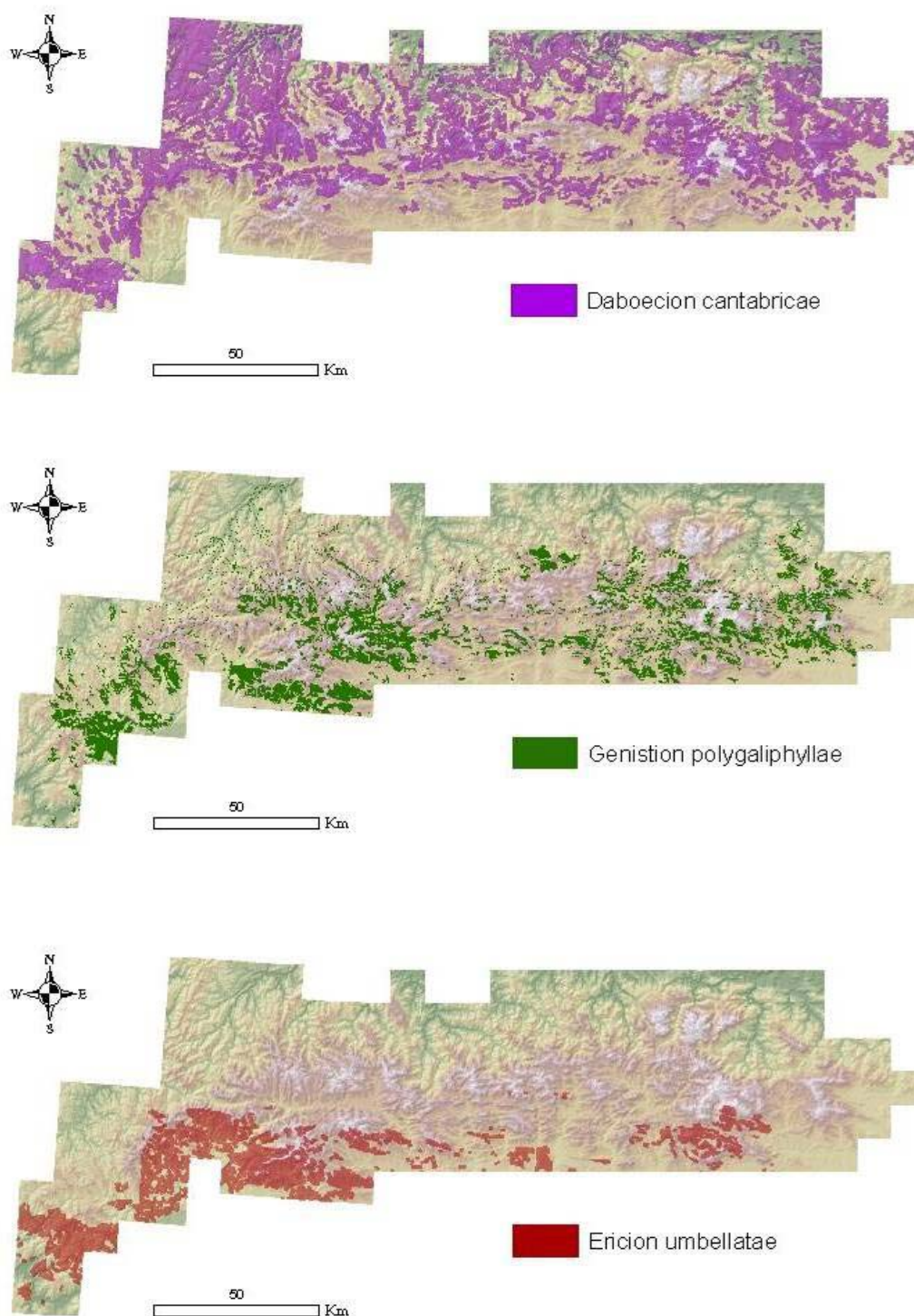


Figura 1-11. Área de distribución de las comunidades vegetales de matorrales con mayor superficie total cartografiada: *Daboecion cantabricae* (19%). *Genistion polygaliphyllae* (4.2%) y *Ericion umbellatae* (3.5%). (Las teselas marcadas indican tan solo la presencia de estas unidades, no su dominancia).

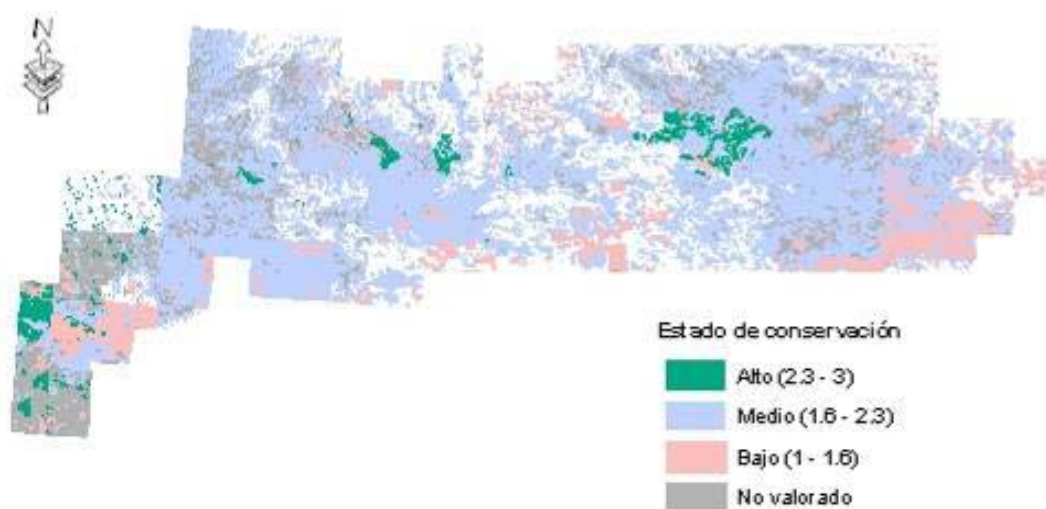


Figura 1-12. Estado de conservación de los polígonos cartografiados en el Atlas de hábitats de España (VVAA, 2003), obtenido a partir del promedio de la valoración asignada a cada polígono.

Código	Alianza
2330*	<i>Thero-Airion</i>
4020*	<i>Daboecion cantabricae</i>
4020*	<i>Genistion micrantho-anglicae</i>
4060*	<i>Juniperion nanae</i>
6110*	<i>Alysso-Sedion albi</i>
6210*	<i>Potentillo montanae-Brachypodion rupestris</i>
6220*	<i>Trifolio subterranei-Periballion</i>
6220*	<i>Trachynion distachyae</i>
6230*	<i>Violion caninae</i>
6230*	<i>Nardion strictae</i>
7130*	<i>Anagallido tenellae-Juncion bulbosi</i>
7130*	<i>Ericion tetralicis</i>
7220*	<i>Pinguiculion longifoliae</i>
7220*	<i>Adiantion capilli-veneris</i>
8230*	<i>Sedion pyrenaici</i>
91E0*	<i>Alnion incanae</i>

Tabla 1-6. Hábitats prioritarios de la Directiva 92/43/CEE presentes en la Cordillera Cantábrica y alianza correspondiente.

1.4. Conclusiones y discusión

1.4.1 Conocimiento de la biodiversidad vegetal

Las bases de datos sobre colecciones biológicas representan el instrumento básico para la evaluación de la biodiversidad vegetal de un territorio. Una de las principales incógnitas que se plantean, a la hora de valorar la biodiversidad a partir de estas fuentes, es definir la medida en que sus valores se corresponden con la realidad. Para ello es necesario estudiar el grado de conocimiento del territorio, pudiendo así extrapolar un rango de confianza a los datos ofrecidos.

En el territorio Orocantábrico se ha podido comparar la información ofrecida por tres de estas fuentes, cada una de ellas con unas características propias y un ámbito geográfico diferenciado. La correlación existente entre la información ofrecida en los tres casos permite deducir la utilización de unas mismas fuentes originales, relacionada con la información más accesible y común a todos los casos, como publicaciones periódicas, herbarios, tesis doctorales o trabajos análogos.

Si bien no ha podido compararse, en términos cualitativos, la flora incluida en cada una de las bases de datos, es posible que la unificación sistemática y nomenclatural de la información aportase diferentes valores de riqueza florística de cada cUTM. Se observa asimismo una tendencia general de las bases de datos regionales (FCO y BD_CyL) a ofrecer mayor información sobre su territorio que la base de datos ANTHOS, especialmente en el segundo caso, aunque en el 18% de las UTM esta situación se produce a la inversa (Figura 1-2). El número de táxones reconocidos para cada cUTM del territorio estudiado está determinado por dos factores: (1) la existencia de información derivada de tesis doctorales y otros estudios específicos; y (2) la recopilación de información múltiple, a partir de pliegos de herbario y fuentes bibliográficas diversas. La comparación de dos BD diferentes ha permitido, en este caso, constatar la importancia de los procesos de revisión bibliográfica para la actualización de la información botánica del territorio.

Por otro lado, los bajos valores de riqueza florística identificados a partir de las fuentes consultadas, permite reconocer áreas poco prospectadas en parte del territorio Orocantábrico, considerando como tales las que ofrecen un valor inferior a las 200 plantas (Figura 1-6). Estas áreas se localizan principalmente en el territorio occidental y la parte central de la vertiente septentrional, zonas que no han sido aún objeto de estudios florísticos sistemáticos, donde cabría esperar la incorporación de nuevos elementos para la flora orocantábrica.

La valoración espacial sobre el conocimiento de la vegetación del territorio presenta una mayor dificultad, si bien la existencia de trabajos de cartografía puede servir como indicador general de una prospección más o menos intensa, junto con los territorios sometidos a estudios completos de flora y vegetación. La única fuente cartográfica disponible para el territorio, la cartografía de hábitats a escala 1:50.000 (VVAA, 2003) ofrece una visión general sobre el mismo, que permite establecer pautas generales sobre la distribución de las comunidades. Las fuentes cartográficas de mayor resolución existen tan solo de forma parcial, para el territorio de Asturias, a escala 1:25.000 (SIAPA, 2007), y para pequeñas áreas como LIC o espacios protegidos, en algunos casos a escala 1:10.000.

En la mayor parte de los casos, las unidades de cartografiado utilizadas pueden ser fácilmente identificadas con alianzas fitosociológicas, si bien la cartografía a escala 1:50.000 no contempla la presencia de comunidades vegetales de área reducida o puntual. Ello hace que la cartografía de vegetación no ofrezca las mismas facilidades que la información florística, a la hora de valorar el conocimiento del territorio, si bien sí permite realizar valoraciones cualitativas, de igual modo que las escalas de mayor detalle han sido utilizadas para la valoración de zonas concretas de la Cordillera Cantábrica (Alonso *et al.*, 2005; Lence *et al.*, 2005). En cualquier caso, la documentación bibliográfica representa una importante fuente de información para la elaboración de estadísticas sobre la biodiversidad de las comunidades vegetales, aunque ésta no suele ser incorporada a las bases de datos genéricas.

En función de las bases de datos consultadas y las principales referencias sobre flora y vegetación disponibles, se pueden considerar las décadas de los 70 y 80 como el periodo de mayor prospección botánica en la Cordillera Cantábrica, al menos en relación con la descripción de flora endémica o el desarrollo de colecciones biológicas. La mayor parte de las referencias sintaxonómicas utilizadas en este estudio se corresponden también con este periodo de especial producción de información botánica.

Sin embargo, no debe darse por concluido el conocimiento del conjunto del territorio, reconociendo aún áreas poco prospectadas, o con niveles inferiores de intensidad de muestreo. Las estimaciones realizadas en relación con la riqueza florística general y parcial del territorio (Tabla 1-3) también inducen a pensar que es aún necesario realizar trabajos de prospección, sugiriendo que todavía faltaría por reconocer la presencia de un número relevante de táxones, y posiblemente, de manera complementaria, un mayor número de hábitats.

1.4.2 Valoración general de la biodiversidad orocantábrica

La recopilación de datos cuantitativos básicos sobre la biodiversidad vegetal orocantábrica permite establecer patrones de similitud con otros territorios geográficos. En el caso de la riqueza florística, los valores descritos en el área orocantábrica resultan relativamente altos, si son comparados con otros territorios montañosos europeos (Tabla 1-7). La cifra de 2850/3590 táxones conocidos/estimados para la Cordillera Cantábrica está próxima a los 3500 conocidos en los Pirineos (Villar & García, 1989), o los 3680 presentes en el sur de la Península Ibérica, área considerada como el mayor centro de biodiversidad del mediterráneo occidental (Melendo *et al.*, 2003). En líneas generales, territorios más o menos extensos del ámbito mediterráneo parecen ofrecer una riqueza florística de entre 3000 y 4000 plantas vasculares, lo que se corresponde con el alto valor de biodiversidad de las montañas sureuropeas.

La tasa de endemidad orocantábrica presenta, por el contrario, una menor relevancia que otros territorios montañosos europeos (Tabla 1-7), lo que puede interpretarse como resultado de su menor extensión y altitud media respecto a otras montañas. Aún así, la tasa de endemidad orocantábrica resulta suficientemente importante como para considerar este territorio como un centro de biodiversidad, teniendo en cuenta la presencia de un mínimo de 74 plantas exclusivas, y de 61 casi exclusivas. El número de subendemismos cantábricos, entendidos como plantas de distribución pirenaico-cantábrica o galaico-cantábrica, resulta igualmente elevado, más teniendo en cuenta que se han considerado únicamente los endemismos orófilos o de montaña. Aún no habiendo recopilado el conjunto de endemismos ibéricos (ej: *Senecio boissieri*) o cantabro-atlánticos (ej: *Daboecia cantabrica*) presentes en la Cordillera Cantábrica, no cabe duda de que éstos representan también un conjunto relevante para la flora cantábrica, considerando la situación fronteriza y la historia fitogeográfica del territorio.

Área	N sps	N end	P. end	Referencia
Pirineos	3480 ¹	174	5 %	Villar & García, 1989
Sistema Central	-	65	-	Rivas Martínez <i>et al.</i> , 1987
Cordillera Cantábrica	2850 ¹ /3590 ²	80	2.2/2.8 %	(presente estudio)
Sierra Nevada	2100 ¹	80	3.8 %	Blanca <i>et al.</i> , 2001
Sur Península Ibérica	3680 ²	553	15.2 %	Melendo <i>et al.</i> , 2003
Sureste de Francia	3000 ²	215	7.2 %	Médail & Verlaque (1997)
Alpes marítimos	3605 ²	115	3.2 %	Casazza <i>et al.</i> , 2005

Tabla 1-7. Riqueza florística (¹conocida; ²estimada) y endemidad de diferentes regiones montañosas de Europa occidental.

El número de alianzas fitosociológicas presentes en la Cordillera Cantábrica (115) puede considerarse igualmente alto, representando el 33% de las descritas para la Península Ibérica, estimadas actualmente en torno a 350 (Rivas Martínez *et al.*, 2002). La distribución ibérica de estas alianzas permite definir el carácter biogeográfico de transición de la Cordillera Cantábrica, ya que, aún dominando el componente eurosiberiano frente al mediterráneo (un 50% frente a un 14%), la presencia de comunidades típicamente mediterráneas es relevante. Algo similar ocurre con las 4 alianzas endémicas orocantábricas, de las cuales tres (*Salicion cantabricae*, *Armerion cantabricae* y *Linarion filicaulis*), pueden considerarse vicariantes de comunidades orófilas eurosiberianas, mientras que la alianza *Festucion burnatii* se considera una alianza de influencia ibérico continental. Un patrón similar puede apreciarse en la distribución de las familias de la flora endémica, que siguen de modo general la tendencia de la flora ibérica (Saínz & Moreno, 2002), principalmente a través de los géneros *Campanula*, *Petrocoptis*, *Ranunculus* o *Armeria*. Resulta aún necesario, sin embargo, análisis más detallados sobre la endemoflora orocantábrica, con el fin de evaluar la influencia del ámbito mediterráneo o alpino, así como las circunstancias ecológicas y biogeográficas que definen los procesos de especiación en este territorio (ver capítulo 2). Otro hecho destacable es la tendencia de las comunidades vegetales endémicas a ocupar áreas de alta montaña y con cierto grado de aislamiento ecológico, norma general que suele darse en la mayor parte de las regiones montañosas (Favarger, 1956-1995). *Festucion burnatii* y *Armerion cantabricae* representan comunidades de pastizales basófilos de alta montaña, mientras que *Salicion cantabricae* y *Linarion filicaulis* se corresponden con ambientes riparios de montaña y comunidades de gleras calcáreas, respectivamente. De igual modo, las áreas calizas de montaña parecen estar relacionadas con un mayor grado de endemidad en el territorio, a juzgar por el número de asociaciones vegetales y plantas de carácter endémico relacionados.

1.4.3 Indicadores sobre el estado de conservación

La proporción de flora y vegetación orocantábrica considerada con algún riesgo de extinción permite ofrecer una idea general sobre el estado de conservación de la biodiversidad vegetal del territorio. Las 46 plantas consideradas como amenazadas representan un 1.4 % de la flora total estimada para el mismo. En la Cordillera Cantábrica se localiza el 3.5 % de la flora amenazada española (incluyendo Baleares y Canarias), en la cual se ha estimado un número total de 1159 plantas incluidas bajo algún criterio de amenaza (VVAA, 2001). Es probable, sin embargo, que el número de plantas realmente amenazadas sea mayor que el actualmente conocido, debido a las incertidumbres actuales sobre el estado de conservación de la flora ibérica

(Bañares *et al.*, 2004). En función de la flora reconocida actualmente como en peligro en la Península Ibérica (CR, EN o VU), la pauta general del número de especies amenazadas en diferentes territorios guarda una relación directa con su superficie (Figura 1-13). En el ámbito cantábrico, puede apreciarse una mayor relación especies amenazadas/superficie en los territorios orocantábricos de Castilla y León, respecto a los territorios del País Vasco o Navarra, donde el área seleccionada se corresponde con la región eurosiberiana. La relación de flora amenazada por superficie es sin embargo mayor en territorios que incluyen áreas costeras, como Galicia o Asturias, así como en el pirineo aragonés, ubicado en el área central pirenaica. Las diferentes tasas de endemidad y rareza existentes en territorios diversos (Ovadia, 2003) explicarían un comportamiento propio y no lineal entre los territorios del norte peninsular comparados (Figura 1-13).

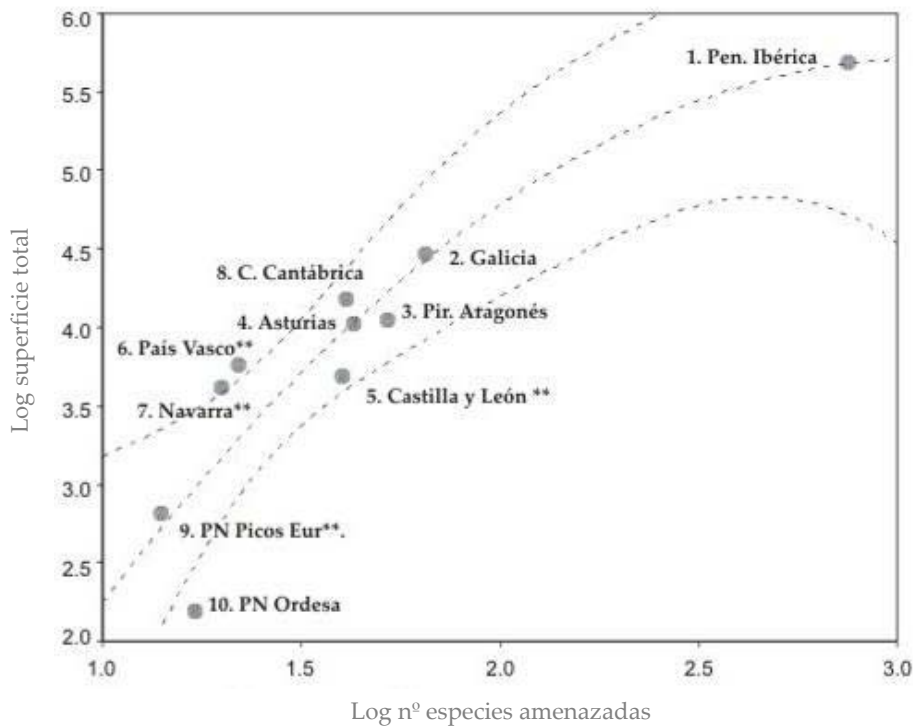


Figura 1-13. Relación entre la superficie y el número de plantas amenazadas (CR, RN o VU según el criterio UICN (2001) para España) descritas para diferentes territorios del norte peninsular. Se indica con (**) los casos en que los datos se refieren tan sólo a los territorios eurosiberianos del ámbito geográfico indicado. Los datos proceden de las siguientes fuentes: 1.) VVAA, 2003; 2.) Romero Buján, 2007; 3.) Villar *et al.*, 2001; 4.) datos propios; 5.) Llamas *et al.*, 2007; 6.) Prieto Fernández *et al.*, 2007; 7.) Berastegui *et al.*, 2007; 8. y 9.) datos propios; 10.) Benito Alonso, 2006.

Considerando el número de hábitats de interés comunitario incluidos en la Directiva 92/43/CEE, la Cordillera Cantábrica alberga el 43% de los hábitats considerados para la región atlántica, así como un 34% de los considerados prioritarios (Tabla 1-8). Dos de las diez plantas prioritarias de la región atlántica (*Centaureium somedanum* y *Aster pyrenaicus*) se encuentran en el territorio Orocantábrico. Otras 9 plantas se incluyen como parte del Anexo II de la directiva europea (*Fraxinus angustifolia*, *Apium repens*, *Santolina semidentata*, *Narcissus leonensis*, *Narcissus asturiensis*, *Juncus balticus* subsp. *cantabricus* y *Vandenboschia speciosa*), lo que supone el 21% del total listado para dicha región. La región atlántica, con un elevado número de hábitats de interés en el conjunto de las regiones biogeográficas europeas (Tabla 1-8), encuentra en la Cordillera Cantábrica un importante reducto de hábitats prioritarios, debido principalmente a su carácter montañoso. Todo ello hace que el área orocantábrica cumpla la mayor parte de los requisitos para ser definida como área importante para las plantas (IPA) siguiendo los criterios actualmente empleados (Anderson, 2002).

En términos cuantitativos, la dominancia de comunidades secundarias en la Cordillera Cantábrica es un indicador de un estado de conservación bajo, marcado por la abundancia de piornales (*Genistion polygaliphyllae*) y brezales (*Ericion umbellatae*, *Daboecion cantabricae*), junto con una cobertura forestal que no supera el 15% del territorio, y que ha sido diagnosticada, en el ámbito cantábrico septentrional, de sufrir una importante fragmentación (García *et al.*, 2005). En base a ello, los reductos de vegetación primaria o bien conservada deben considerarse como zonas de especial conservación, debido a su interés actual y potencial para la biodiversidad, y para las cuales puede tomarse como referencia la áreas delimitadas en la Figura 1-12.

Territorio	NHab	Hab*	NSps	Sps*	Referencia
TOTAL Dir. 92/43/CEE	198	65			
Región atlántica	117	32	42	10	Sundseth (2005)
Asturias	57	8	-	-	Valderrábano, 2005)
Cordillera Cantábrica	51	11	9	2	(presente estudio)
Región alpina	105	34	64	4	Sundseth (2005)
Región mediterránea	146	34	270	52	Sundseth (2005)

Tabla 1-8. Número de hábitats y plantas vasculares incluidas en la Directiva 92/43/CEE y presentes en las regiones biogeográficas definidas para la Red Natura 2000. Se incluyen también las cifras conocidas en algunos territorios de la región atlántica. (NHab: nº total de hábitats; Hab*: nº de hábitats prioritarios; NSps: nº total de plantas; Sps*: nº de plantas prioritarias).

1.4.4 Consideraciones finales

El territorio Orocantábrico puede considerarse uno de los enclaves con mayor riqueza florística y endemidad de la región atlántica, según los límites establecidos por la Red Natura 2000 (Roekaerts, 2002). Ello se debe, principalmente, a su condición de área montañosa y fronteriza, entre el ámbito mediterráneo y el territorio atlántico europeo (Roisin, 1969; Rivas Martínez, 2002), con una importante presencia de flora y vegetación orófila de origen boreo-alpino y mediterráneo. Como territorio de montaña, puede considerarse el único centro de endemidad de la región atlántica, así como el área con una mayor afinidad climática con las montañas alpinas sudeuropeas (Metzger *et al.*, 2005). Estas circunstancias hacen de la Cordillera Cantábrica un área “atípica” en el conjunto de la región atlántica, considerada principalmente como un territorio de tierras bajas oceánicas ocupadas por áreas costeras, landas y abundante población (Hopkins *et al.*, 1995).

Mientras que las iniciativas de conservación de las principales montañas europeas se aplican en los ámbitos de la regiones alpina y mediterránea, en la región atlántica los planes de gestión de biodiversidad se dirigen principalmente a áreas no montañosas (Hopkins & Buck, 1995). A pesar de ello, la red de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) presentada por las Comunidades Autónomas a la Unión Europea permite definir un marco de actuación común y diferenciado para la protección de la biodiversidad vegetal orocantábrica, al margen de las actuaciones generales de la región atlántica. Entre las principales limitaciones a las que deben hacer frente las instituciones figura la división política del territorio, así como la relativa carencia de información reciente y sintética sobre la biodiversidad vegetal, frente a lo cual este estudio puede considerarse como una primera aproximación.

Si bien resulta común encontrar trabajos generales sobre la flora de montaña de otros territorios europeos (Aeschmann *et al.*, 2004; Saulé, 1991; Pérez Raya *et al.*, 1992; Blanca *et al.*, 1998; Prieto Fernández, 1975; Blasi *et al.*, 2005, etc.), las referencias sobre el ámbito orocantábrico son escasas, algo que debería ser abordado tanto por los gestores como por los investigadores. Además, la fragmentación de la información disponible en las diferentes administraciones del ámbito orocantábrico limita la posibilidad de evaluar patrones biogeográficos o de biodiversidad en el, herramientas de gran utilidad para el conocimiento de un territorio (Pysek *et al.*, 2002; Vetaas & Grytnes, 2002; Hawkins *et al.*, 2003). Todo ello no debería ser obstáculo, sin embargo, a la hora de definir pautas de conservación para los hábitats o especies prioritarias, tanto desde un punto de vista legal como biológico.

Agradecimientos

Este trabajo no hubiera sido posible sin la amable colaboración de La Junta de Castilla y León (Consejería de Medio Ambiente, Dirección general del Medio Natural) quien cedió la información contenida en la Base de Datos del Catálogo de Flora Vasculares (versión 2007), y el herbario FCO (a través de su conservadora, M. Carmen Fernández Carbajal), quien permitió extraer los datos informáticos necesarios para el presente estudio. Jorge Soberón aportó valiosas sugerencias y material aún sin publicar que fueron de gran ayuda para la aplicación de los estimadores de riqueza florística a partir de la información disponible.

Referencias bibliográficas

- Aedo, C., Diego, C., García Codron, J.C. & Moreno, G. (1984). El Bosque en Cantabria. Biblioteca Básica, 3. Universidad de Cantabria.
- Aeschimann, D., Lauber, K., Moser, D.M. & Theurillat, J-P. (2004). Flora alpina. Haupt Verlag. Berna (3 vols) 2569 pp.
- Aizpuru, I., Aseguinolaza, C., Uribe-Echebarría, P.M., Urrutia, P. & Zorrakin, I. (1999). Claves ilustradas del País Vasco y territorios limítrofes. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.
- Alonso, R., Alonso, J.I., Fernández, A., García, M.E., López, M.J., Martínez, R. & Puente, E. (2005). Cartografía de vegetación como base para la ordenación territorial en el Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina (Cordillera Cantábrica, España). Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 141(2): 151-156.
- 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). Serv. Publi., Universidad de León, León.
- Amigo Vázquez, J. (1984). Estudio de los matorrales y bosques de la sierra de Caurel (Lugo). Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- Anderson, S. (2002). Identificación de áreas importantes para las plantas (Important Plant Areas - IPA's). Resumen del manual de selección de los sitios para Europa. Plant Life Internacional.
- ANTHOS. (2007). Sistema de información de las plantas de España. Real Jardín Botánico, CSIC - Fundación Biodiversidad. Recurso electrónico en www.anthos.es. Consulta realizada en enero de 2007.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. -eds- (2004). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculares Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Bani, L., Maximino, D., Botón, L. & Massa, R. (2005). A Multiscale Method for Selecting Indicator Species and Priority Conservation Areas: a Case Study for Broadleaved Forests in Lombardy, Italy. Conservation Biology, 20 (2): 512-526.
- 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. Institut d'Estudis Ilerdencs. Diputación de Lérida., Lérida. 391 pp.
- Berastegui, A., Lorda, M., Peralta, J., Báscones, J.C., Ursúa, C. & Gil, T. (2006). Lista roja Cantábrica de Plantas Vasculares: Navarra. Naturalia Cantabricae, 3: 93-101.
- Blanca, G., Cueto, M., Martínez-Lirola, J. & Molero-Mesa, J. (1998). Threatened vascular flora of Sierra Nevada (Southern Spain). Biological Conservation, 85: 269-285.

- Blanca, G. (y colaboradores). (2001). Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada. Junta de Andalucía/Universidad de Granada, Granada. 410 pp.
- Blasi, C., di Pietro, R., & Pelino, G. (2005). The vegetation of alpine belt karst-tectonic basins in the central Apennines (Italy). *Plant Biosystems*, 139(3): 357-385.
- Butchart, S.H.M., Akcakaya, H.R., Kennedy, E. & Hilton-Taylor, G. (2006). Biodiversity Indicators Based on Trends in Conservation Status: Strengths of the IUCN Red List Index. *Conservation Biology*, 20 (2): 579-581.
- Casazza, G., Barberis, G. & Minuto, L. (2005). Ecological characteristics and rarity of endemic plants of the Italian Maritime Alps. *Biological Conservation*, 123: 361-371.
- Castroviejo, S. -coord-. (1986). Flora iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. CSIC. Madrid. Varios vols. www.rjb.csic.es/floraiberica/
- Castroviejo, S. (2002). Riqueza florística de la Península Ibérica e Islas Baleares. El proyecto "Flora ibérica". In: Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A. & Montalvo, J. -eds-. La diversidad biológica de España. Pearson Educación. Madrid, pp 167-174.
- Chao, A. (1987). Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 43: 783-791.
- Colwell, R.K., & Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)*, 345: 101-118.
- Colwell, R.K. (2005). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. User's Guide and application. Published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Díaz González, T.E. & Fernández Prieto, J.A. (1994). La vegetación de Asturias. *Itinera Geobotánica*, 8: 243-528.
- Díaz González, T.E., Fernández Prieto, J.A., Nava Fernández, H.S. & Fernández Casado, M.A. (1994). Flora vascular de Asturias. *Itinera Geobotánica*, 8: 529-600.
- Díaz González, T.E. & Fernández Prieto, J.A. (2007). Biogeografía de Asturias: bases para su actualización. *Actas del I Congreso de Estudios Asturianos*, vol. 6: 31-53. Oviedo. Real Instituto de Estudios Asturianos (R.I.D.E.A.).
- EUNIS Database v2 (2003). European Nature Information System. European Environment Agency. (visitada en abril de 2005). <http://eunis.finsiel.ro/eunis/index.jsp>.
- European Commission (2003). Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 25. European Commission. DG Environment. Nature and Biodiversity. Brussels. 129 pp.
- Favarger, Cl. (1956-1995). Flore et Vegetation des Alpes. Tome I. Étage alpin. Delachaux et Niestlé. Paris. (original de 1956; reeditado por Robert, P.A. en 1995).
- Fernández Prieto, J.A. (1981). Estudio de la flora y vegetación del concejo de Somiedo. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.
- Fernández Prieto, J.A. (1987). Bases y criterios para una futura cartografía de vegetación de Asturias. 237 pp. (Inédito).
- Fernández Prieto, J.A. -coord-. (2005). Vademecum de la Flora Vascular del Principado de Asturias. Universidad de Oviedo / Jardín Botánico Atlántico. (Inédito).
- Fernández Prieto, J.A. & Bueno, A. (1994). Matorrales subalpinos de las altas montañas silíceas cantábricas (N de España). XIV Jornadas de Fitosociología, Bilbao. Libro de Resúmenes.
- Fernández Prieto, J.A. & Bueno, A. (1996). Reserva Integral de Muniellos: Flora y vegetación. Servicio de Publicaciones del Principado de Asturias. Asturias. 206 pp.
- Fernández Prieto, J.A. & Bueno, A. (2001). Pastizales vivaces de la alta montaña de los Picos de Europa. XVIII jornadas de fitosociología, León. Libro de resúmenes.
- Fleishman, E., Thomson, J.R., McNally, R. Murphy, D.D. & Fay, J.P. (2005). Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups. *Conservation Biology*, 19(4): 1125-1137.

- Font, X. Mòdul Flora i Vegetació. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya. Generalitat de Catalunya i Universitat de Barcelona. (año de consulta, 2007). <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage>.
- García, M.B., Guzmán, D. & Goñi, D. (2002). Conservación de especies amenazadas en Aragón. Desarrollo del proyecto LIFE (1997-2000) en el Pirineo. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- García González, A. (1986). Notas florísticas de la cuenca alta del río Cares (Picos de Europa, Cordillera Cantábrica). *Pirineos*, 128: 5-22.
- García González, M.E. (1990). Flora y vegetación de la Sierra del Brezo y de la comarca de La Peña (Palencia). Tesis Doctoral. Universidad de León.
- GBIF (2006a). Informe preliminar del estado de las colecciones de historia natural en España. www.gbif.es/ficheros/GBIF.ES_Inf_Col.pdf
- GBIF (2007). Infraestructura mundial de información en biodiversidad en España. www.gbif.es/index.php
- Gómez-Campo, C. -coord.- (1987). Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España Peninsular e islas Baleares. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 688 pp.
- Guitián Rivera, J. (1984). Estudio de la vegetación herbácea de la flora del Caurel (Lugo). Tesis doctoral. Facultad de Farmacia. Universidad de Santiago de Compostela.
- Hawkins, B.A., Field, R., Cornell, H.V., Currie, D.J., Guégan, J.-F., Kaufman, D.M., Kerr, D.J.T., Mittelbach, G.G., Oberdorff, T., O'Brien, E.M., Porter, E.E. & Turner, J.R.G. (2003). Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84 (12): 3105-3117.
- Heltsh, J. & Forrester, N.E. (1983). Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, 39: 1-11.
- Hernández Hernández, E. (1984). Flora y vegetación de la cuenca alta del río Porma (León). Tesis doctoral. Universidad de León.
- Herrero Cembranos, L. (1989). Flora y vegetación de la margen izquierda de la cuenca alta del río Pisuerga (Palencia). Tesis doctoral. Universidad de León.
- Hopkins, J.J., & Buck, A.L. (1995). The Habitats Directive Atlantic Biogeographical Region. Report of Atlantic Biogeographical Workshop, Edinburgh, Scotland, 13th-14th October 1994. JNCC Report, 247.
- Hotal, J. (2004). Selección y Diseño de Áreas Prioritarias de Conservación de la Biodiversidad mediante Sinecología. Inventario y modelización predictiva de la distribución de los escarabeidos coprófagos (Coleoptera, Scarabaeoidea) de Madrid. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid / Museo Nacional de Ciencias naturales (CSIC).
- Kier, G., Mutke, J., Dinerstein E., Ricketts, T.H., Küper, W., Kref, H. & Barthlott, W. (2005). Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography*, 32: 1107-1116.
- Ladero, M., Díaz, T.E., Penas, A., Rivas-Martínez, S. & Valle, C. (1987). Datos sobre la vegetación de las Cordilleras Central y Cantábrica (II Excursión Internacional de Fitosociología). *Itinera Geobotanica*, 1: 3-147.
- Lee, S.-M., & A. Chao. (1994). Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. *Biometrics*, 50: 88-97.
- Lence, C., Alonso, R., Penas, A. & Pérez, C. (2005). Propuesta de zonificación de un espacio natural protegido en función del interés y la prioridad de conservación de sus comunidades vegetales (Parque Regional de Picos de Europa, Cordillera Cantábrica, España). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 141(2) 157-162.
- Lence, C. (2001). Evaluación del estado de conservación de la vegetación del valle de Valdeburón (León). Propuestas de uso y ordenación territorial. Tesis doctoral. Universidad de León.
- Llamas, F., Acedo, A., Lence, C., Alonso, R., Molina, A. & Castro, V. (2007). Flora cantábrica de interés en Castilla y León. *Naturalia Cantabricae*, 3: 57-78.

- López Pacheco, M.J. (1988). Flora y vegetación de las cuencas alta y media del río Curueño (León). Instituto Fray Bernardino de Sahagún, León. 391 pp.
- Machado, A. (2002). La biodiversidad de las islas Canarias. En: Pineda, F.D. Miguel, J.D., Casado, M.A. & Montalvo, J. -eds.- La Biodiversidad en España. Prentice Hall-CYTED.
- Mayor, M, & Díaz, T.E. (1975). La Flora Asturiana. Ayalga Ediciones. Salinas, Asturias (España).
- Mayor, M, & Díaz, T.E. (2003). La Flora Asturiana. Edición actualizada. Real Instituto de Estudios Asturianos. Principado de Asturias.
- Médail, F. & Verlaque, R. (1997). Ecological characteristics and rarity of endemic plants from southeast France and Corsica: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 80: 269-281.
- Meier, R. & Dikow, T. (2004). Significance of Specimen Databases from Taxonomic Revisions for estimating and mapping the global species diversity of invertebrates and repatriating reliable specimen data. *Conservation Biology*, 18 (2):478-488.
- Melendo, M., Jiménez, E., Cano, E., Gómez-Mercado, F. & Valle, F. (2003). The endemic flora in the south of the Iberian Peninsula: Taxonomic composition, biological spectrum, pollination, reproductive mode and dispersal. *Flora*, 198: 260-276.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Robles-Gil, P. & Mittermeier, C.G. -eds-. (1999). Hotspots. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. CEMEX/Agrupación Sierra Madre, Mexico City.
- MMA-Ministerio de Medio Ambiente de España. Banco de datos de la Biodiversidad. (año de consulta, 2007). www.mma.es.
- Nava, H. (1988). Flora y vegetación orófila de los Picos de Europa. Ruizia, 6.
- Navarro Andrés, F. (1974). Estudio de la flora y vegetación de la sierra del Aramo y sus estribaciones (Asturias). Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355-364.
- Ovadia, O. (2003). Ranking hotspots of varying sizes: a lesson from the nonlinearity of the species-area relationship. *Conservation biology*, 17(5): 1440-1441.
- Penas, A., García, M. E., Herrero, L., Puente, E. & de Godos, M. (1995). Mapa de series de vegetación de la provincia de León. Atlas del Medio Natural de la Provincia de León. I.T.G.E / Diputación de León. León.
- Pérez García, M.A., (1983). Flora y vegetación de la Comarca de Omaña (León). Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León
- Pérez Morales, C. (1988). Flora y vegetación de la cuenca alta del río Bernesga (León). Dip. Prov. León. Inst. Fray Bernardino de Sahagún, León. 437 p.
- Pérez Raya, F., Molero Mesa, J. & Valle Tendero, F. (1992). Parque Natural de Sierra Nevada. Paisaje, fauna, flora, itinerarios. Ed. Rueda. Madrid.
- Petersen, F.T., Meier, R & Larsen, M.N. (2003). Testing species richness estimation methods using museum label data on the Danish Asilidae. *Biodiversity & Conservation*, 12: 687-701.
- Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A. & Montalvo, J. (2002). Claves para comprender la « diversidad biológica » y conservar la « biodiversidad » . In: Pineda, F.D. Miguel, J.D. Casado M.A. & Montalvo, J. -eds-. La Biodiversidad en España. Prentice Hall-CYTED.
- Prieto Fernández, A., Campos Prieto, J.A., Garmendia Altuna, J., Loidi Arregui, J., Oreja Gutiérrez, L., Patiño Sánchez, S. & Valencia Janices, J. (2007). Flora amenazada presente en la región eurosiberiana de la Comunidad Autónoma del País Vasco. *Naturalia Cantabricae*, 3: 79-91.
- Prieto Fernandez, P. (1975). Flora de la Tundra de Sierra Nevada, Granada: Secretario de Publicaciones de la Universidad de Granada, 236 pp.

- Puente, E. (1988). Flora y vegetación de la cuenca alta del río Sil. Diputación Provincial de León / Instituto Fray Bernardino de Sahagún.
- Purroy Iraizoz, F.J., Alfonso Gómez, A., Carrasco Pascual, D., Cerdeira Crespo, M. & Iglesias Arias, J.A. (2000). Los espacios Naturales del Bierzo. Corporación para el Desarrollo Económico del Bierzo, S.A. Fondo Social Europeo, Consejería de Industria, Comercio y Turismo.
- Purvis, A. & Hector, A. (2000) Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212-219.
- Pysek, P., Kucera, T. & Jarosík, V. (2002). Plant species richness of nature reserves: the interplay of area, climate and habitat in a central European landscape. *Global Ecology & Biogeography*, 11: 279-289.
- Rivas-Martínez, S. (1981). Les étages bioclimatiques de la végétation de la péninsule ibérique. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 37: 251-268.
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del mapa de series de vegetación de España y mapas a escala 1:400.000. ICONA. Serie Técnica.
- Rivas Martínez, S., Fernández González, F. & Sánchez-Mata, D. (1986). Endemic taxa of the Iberian Central System: distribution and ecology. *Plant conservation in Botanic gardens*. Ed. J.Cramer.
- Rivas-Martínez, S., Díaz González, T.E., Fernández González, F., Loidi, J., Lousa, P. & Penas, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotánica*, 15.
- Roekaerts, M. (2002). The Biogeographical Regions Map of Europe. European Environment Agency.
- Roisin, P. (1969). La domaine phytogéographique Atlantique d'Europe. J. Ducolot, Gembloux.
- Romero Buján, M.I. (2007). La Flora vascular amenazada de Galicia. *Catalogación y protección de las especies. Naturalia Cantabricae*, 3: 15-24.
- Romero Rodríguez, C M. (1977). Datos para la flora de la cuenca alta del río Luna. *Bol. Est. Centr. de Ecología*, 6 (11): 25-39.
- Rosenzweig, M.L., Turner, W.R., Cox, J.C & Ricketts, T.H. (2003). Estimating Diversity in Unsourced Habitats of a Biogeographical Province. *Conservation Biology*, 17(3): 864-874.
- Rosenzweig, M.L. (2004). Applying species-area relationships to the conservation of species diversity. In: *Frontiers of biogeography: New Directions in the Geography of Nature* (M.V. Lomolino L.R. Heaney, eds.). Sinauer Assoc., Sunderland. 436 pp.
- Saínez Ollero, H. & Moreno Saiz, J.C. (2002). Flora Vascular endémica española. In: Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A. & Montalvo, J. -eds-. *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación. Madrid.
- Saulé, M. (1991). *La grande flore illustrée des Pyrénées - Randonnées pyrénéennes*. Édit. Milan, Toulouse. 765 pp.
- SIAPA, Sistema de Información Ambiental del Principado de Asturias (feb. 2006). <http://tematico.princast.es/mediambi/siapa/web/especies/flora/>
- Silva-Pando, F.J. (1994). Flora y series de vegetación de la Sierra de Ancares. *Fontqueria*, 40: 233-388.
- Smith, E.P. & van Belle, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40: 119-129.
- Soberón, J., Llorente, J.B. & Oñate, L. (2000). The use of specimen label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. *Biodiversity & Conservation*, 9(10): 1441-1466.
- Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J. & Koleff, P. (2007). Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography*, 30(1): 152-160.
- Sundseth, K. (2005). Natura 2000 in the atlantic region. European commission. Office for Official Publications of the European Communities.
- Tutin, T.G., Burges, N.A., Chater, A.O., Edmondson, J.R., Heywood, V.H., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A., -eds-. (1993). *Flora Europaea*, I (2nd ed). Cambridge University Press, Cambridge.

- UICN (2001). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Valderrábano Luque (2005). Equivalencia entre unidades cartográficas de la cartografía temática ambiental del Principado de Asturias y los hábitats de la directiva 92/43/CEE. INDUROT, Universidad de Oviedo. Inédito.
- Vargas, P. (2003). Molecular evidence for multiple diversification patterns of alpine plants in Mediterranean Europe. *Taxon*, 52: 463-476.
- Vetaas, O. & Grytnes, J-A. (2002). Distribution of vascular plant species richness and endemic richness along the Himalayan elevation gradient in Nepal. *Global Ecology & Biogeography*, 11: 291-301.
- Villar, L., & Garcia, B. (1989). Verse une banque de données des plantes vasculaires endémiques des Pyrénées. *Acta Biologica Montana*, 9: 261-274.
- Villar, L., Sesé, J.A. & Ferrández, J.V. (2001). Flora del Pirineo Aragonés, vol II. PYROLACEAE-ORCHIDACEAE. Síntesis. Instituto de estudios altoaragoneses/Consejo de protección de la naturaleza de Aragón. Angués, Huesca.
- VVAA. (2003). Atlas y Manual de los Hábitat de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- VVAA. (2005). BD catálogo de la flora vascular silvestre de Castilla y León. Junta de Castilla y León, Universidad de Salamanca, Universidad de León.
- Williams, C., Davis, K. & Cheyne, P. (2003). El CBD para botánicos: una introducción al Convenio sobre la Diversidad Biológica para personas que trabajan con colecciones botánicas. Royal Botanical Garden, Kew.

ANEXO (1)

a) Flora vascular endémica y subendémica orocantábrica.

Se relacionan a continuación las plantas vasculares endémicas y subendémicas del territorio Orocantábrico recopiladas en el presente estudio. Se han considerado las especies y subespecies cuya área de distribución incluya, en más del 90% de las citas conocidas, los siguientes territorios:

- 1) La subprovincia Orocantábrica.
- 2) La subprovincia Orocantábrica y la provincia Pirenaica.
- 3) La subprovincia Orocantábrica y los montes Galaico-Leoneses (Sierras Segundera, del Teleno, la Cabrera y montes Aquilianos).

La sectorización biogeográfica sigue la propuesta de Rivas-Martínez *et al.* (2002). El criterio taxonómico y nomenclatural sigue, como referencia principal, la propuesta de la Flora Vasculosa de Asturias (Fernández Prieto, 2005) y la base de datos de Castilla y León (VVAA, 2005).

Por razones de síntesis, no se han seleccionado microendemismos de los géneros *Alchemilla* o *Hieracium* para los cuáles no exista otra referencia que su descripción original, considerándolos como razas locales generados por apomixis. Siguiendo este criterio, no se incluyeron, en el caso de las plantas endémicas orocantábricas, táxones como *Alchemilla lainzii*, *A. legionensis*, *A. nieto-felineri*, *A. policroma*, *A. rugulosa*, *A. subalpina*, *Hieracium lainzii*, *H. bombycinum*, *H. vegaradanum*, *H. cubillanum*, etc.

Se indica para cada taxon la referencia bibliográfica de su descripción y el número cromosómico conocido (como “?” en el caso de no estar documentado en la bibliografía revisada), así como el basiónimo (Bas.-) en los casos en que la nomenclatura utilizada no coincide con la descripción original. Se indican con un (1) aquellos táxones reconocidos como especie o subespecie en Flora Iberica (Castroviejo, 1986-2007) o, en el caso de las familias aún no publicadas, en el Sistema de Información sobre las Plantas de España (ANTHOS, 2007), y con un (2) los casos en que se han detectado discrepancias taxonómicas.

1) Endemismos orocantábricos

<i>Alchemilla fulgida</i> S.E.Fröhner	2n=112-118
in Feddes Repert., 92(1-2): 6-8 (1981)	Rosaceae
(1)	
<i>Alchemilla legionensis</i> S.E.Fröhner	2n=130-136
in Anales Jard. Bot. Madrid, 55(2): 235 (1997)	Rosaceae
(1)	
<i>Alchemilla sierrae</i> Romo	2n=?
in Estud. Mus. Ci. Nat. Álava, 6: 45 (1992)	Rosaceae
(1)	
<i>Alchemilla subalpina</i> S.E.Fröhner	2n=?
in Feddes Repert., 92 (1-2): 8-9 (1981)	Rosaceae
(1)	
<i>Allium palentinum</i> Losa & P.Monts.	2n=?
in Anales Inst. Bot. Cavanilles, 11(2): 423 (1953)	Liliaceae
(1)	
<i>Androsace cantabrica</i> (Losa & P.Monts.) Kress	2n=76
in Primulaceen-Stud, 1: 2 (1981)	Primulaceae
(1) Bas.- <i>Androsace carnea</i> var. <i>cantabrica</i> Losa & P.Monts in Anales Inst. Bot. Cavanilles, 11(2): 445 (1953)	
<i>Aquilegia pyrenaica</i> DC. subsp. <i>discolor</i> (Levier & Leresche) Pereda & M.Laínz	2n=14
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 5: 12 (1962)	Ranunculaceae
(1) Bas.- <i>Aquilegia discolor</i> Levier & Leresche in J. Bot., 17: 197 (1879)	

<i>Arabis alpina</i> L. subsp. <i>cantabrica</i> (Leresche & Levier) Greuter & Burdet.	2n=?
in Willdenowia, 15(1): 63 (1985)	Cruciferae
(2) Bas.- <i>Arabis cantabrica</i> Leresche & Levier in J. Bot., 17: 197 (1879)	
<i>Armeria bigerrensis</i> subsp. <i>legionensis</i> (Bernis) Rivas Mart., T.E.Díaz, Fern.Prieto, Loidi & Penas	2n=?
in Veg. Alta Mont. Cantábrica: 256 (1984)	Plumbaginaceae
(2) Bas.- <i>Armeria maritima</i> subsp. <i>maritima</i> var. <i>bigerrensis</i> C.Vicioso & Beltrán f. <i>legionensis</i> Bernis in Anales Inst. Bot. Cavanilles, 14: 333 (1957)	
<i>Armeria cantabrica</i> Boiss. & Reut. ex Willk.	2n=18
in Prodr. Fl. Hispan., 2: 366 (1868)	Plumbaginaceae
(1)	
<i>Artemisia cantabrica</i> (M.Laínz) M.Laínz	2n=18
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 15: 40 (1970)	Compositae
(1) Bas.- <i>Artemisia chamaemelifolia</i> subsp. <i>cantabrica</i> M.Laínz in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 10: 207 (1964)	
<i>Campanula arvatica</i> Lag.	2n=28
in Varied. Ci., 2(19): 40 (1805)	Campanulaceae
(1)	
<i>Campanula cantabrica</i> Feer subsp. <i>cantabrica</i>	2n=34
in J. Bot., 28: 273 (1890)	Campanulaceae
(1)	
<i>Campanula cantabrica</i> Feer subsp. <i>occidentalis</i> M.Laínz	2n=34?
in Mis contrib. conocim. fl. Ast: 65 (1982)	Campanulaceae
(2)	
<i>Campanula rotundifolia</i> L. subsp. <i>legionensis</i> (Pau) M.Laínz	2n=34
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 16: 191 (1973)	Campanulaceae
(2) Bas.- <i>Campanula legionensis</i> Pau in Cavanillesia, 1: 65 (1928)	
<i>Carduus cantabricus</i> Devesa & Talavera <i>pro hybrid</i>	2n=?
in Lagasalia, 10(1): 61 (1981)	Compositae
(2)	
<i>Centaurea janeri</i> Graells subsp. <i>babiana</i> M.Laínz	2n=?
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 22: 36 (1976)	Compositae
(2)	
<i>Centaureum somedanum</i> M.Laínz	2n=40
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 22: 32 (1976)	Gentianaceae
(1)	
<i>Cirsium eriophorum</i> (L.) Scop subsp. <i>chodati</i> (Barb.-Gamp.) Rivas Mart., T.E.Díaz, Fern.Prieto, Loidi & Penas	2n=?
in Veg. Alta Mont. Cantábrica: 262 (1984)	Compositae
(2) Bas.- <i>Cirsium chodati</i> Barbey-Gampert in Bull. Soc. Bot. Gêneve, 12: 234 (1921)	
<i>Cytisus cantabricus</i> (Willk.) Rchb.f. & Beck.	n=24
in Fl. Germ. Helv., 22: 15 (1867)	Leguminosae
(1) Bas.- <i>Sarothamnus cantabricus</i> Willk. in Flora, 34: 616 (1851)	
<i>Draba cantabriae</i> (M.Laínz) M.Laínz subsp. <i>cantabriae</i>	2n=16
in Candollea, 24: 259 (1969)	Cruciferae
(1) Bas.- <i>Draba hoppeana</i> Rchb. subsp. <i>cantabriae</i> M.Laínz in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 5: 14 (1961)	
<i>Draba cantabriae</i> (M.Laínz) M.Laínz subsp. <i>izcoi</i> Rivas Mart., M.E.García & Penas	2n=16?
in Candollea, 46(2): 462 (1991)	Cruciferae
(2)	
<i>Draba diazii</i> Rivas Mart., M.E.García & Penas	2n=32?
in Candollea, 46(2): 468 (1991)	Cruciferae
(2)	
<i>Draba hispanica</i> Boiss. subsp. <i>lebrunii</i> P.Monts.	2n=?
in Doc. Phytosoc., 1: 179 (1977)	Cruciferae
(1)	

<i>Echium asturicum</i> Lacaita	2n=?
in Cavanillesia, 1: 8 (1928)	Boraginaceae
(1)	
<i>Echium cantabricum</i> (M.Laínz) Fern.Casas & M.Laínz	2n=80
in Mem. Soc. Bot. Geneve, 1: 111 (1979)	Boraginaceae
(1) Bas.- <i>Echium italicum</i> subsp. <i>cantabricum</i> M.Laínz in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 22: 24 (1976)	
<i>Erigeron uniflorus</i> subsp. <i>picoeuropeanus</i> M.J.Y.Foley	2n=18
in Anales Jard. Bot. Madrid; 58(2): 235 (2000/01)	Compositae
(1)	
<i>Erysimum cantabricum</i> Álv.Mart., Fern.Casado & Nava	2n=14,26?
in Anales Jard. Bot. Madrid, 44(2): 539 (1987)	Cruciferae
(2)	
<i>Erysimum duriaei</i> Boiss.	2n=14,26?
in Diagn. Pl. Orient. ser. 1, 3(1): 26 (1854)	Cruciferae
(1)	
<i>Erysimum mayorii</i> Álv.Mart., Nava & Fern.Casado	2n=22
in Anales Jard. Bot. Madrid, 43(1): 174 (1986)	Cruciferae
(2)	
<i>Euphrasia alpina</i> Lam. subsp. <i>asturica</i> (Pugsley) Nava & Fern.Casado	2n=?
in Anales Jard. Bot. Madrid, 43(1): 180 (1986)	Scrophulariaceae
(2) Bas.- <i>Euphrasia asturica</i> Pugsley in Jour. Bot. (London), 70: 200 (1932)	
<i>Festuca picoeuropeana</i> Nava	2n=14
in Fontqueria, 7: 23 (1985)	Gramineae
(1)	
<i>Fritillaria legionensis</i> Llamas & Andrés	2n=?
in Lagascalia, 11(1): 68 (1983)	Liliaceae
(2)	
<i>Genista legionensis</i> (Pau) M.Laínz	2n=40,n=20
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 10: 194 (1964)	Leguminosae
(1) Bas.- <i>Genista aspalathoides</i> var. <i>legionensis</i> Pau in Cavanillesia, 1: 65 (1928)	
<i>Geranium subargenteum</i> Lange	2n=28
in Willk. & Lange, Prodr. Fl. Hispan. 3: 525 (1878)	Geraniaceae
(1)	
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem. subsp. <i>cantabricum</i> (Font Quer & Rothm.) Rivas Mart.	2n=20
in Itinera Geobot., 15(2): 702 (2002)	Cistaceae
(2) Bas.- <i>Helianthemum canum</i> (L.) Hornem. f. <i>cantabricum</i> Font Quer & Rothm. in Cavanillesia, 6: 155 (1934)	
<i>Helianthemum croceum</i> (Desf.) Pers. subsp. <i>cantabricum</i> M.Laínz	2n=20?
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 10: 190 (1964)	Cistaceae
(1)	
<i>Helianthemum urrielse</i> (M.Laínz) Nava & Fern.Casado	2n=20
in Anales Jard. Bot. Madrid, 43(1): 28 (1986)	Cistaceae
(1) Bas.- <i>Helianthemum nummularium</i> subsp. <i>urrielse</i> M.Laínz in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 25: 20 (1970)	
<i>Homogyne alpina</i> (L.) Cass. subsp. <i>cantabrica</i> (Losa & P.Monts.) Rivas Mart., T.E.Díaz, Fern.Prieto, Loidi & Penas	2n=?
in tinera Geobot., 15(2): 702 (2002)	Compositae
(2) Bas.- <i>Homogyne alpina</i> var. <i>cantabrica</i> Losa & P.Monts. in Anales Inst. Bot. Cavanilles, 11(2): 406 (1954)	
<i>Hieracium lainzii</i> de Retz	2n=20?
in Bull. Soc. Bot. France, Let. Bot. 127(1): 81 (1980)	Compositae
(2)	
<i>Jasione cavanillesii</i> C.Vicioso	n=6
in Anales Jard. Bot. Madrid, 6(2): 80 (1948)	Campanulaceae
(1)	

<i>Juncus balticus</i> subsp. <i>cantabricus</i> (T.E.Díaz, Fern.-Carv. & Fern.Prieto) Snogerup	2n=?
in Preslia, 74: 256 (2002)	Juncaceae
(2) Bas.- <i>Juncus cantabricus</i> T.E.Díaz, Fern.-Carv. & Fern.Prieto in Trab. Dept. Bot. Univ. Oviedo, 2: 13 (1977)	
<i>Laserpitium latifolium</i> L. subsp. <i>merinoi</i> P.Monts.	2n=?
in Acta Bot. Barcinon., 49: 34 (2003)	Umbelliferae
(1)	
<i>Laserpitium nestleri</i> Soy.-Will. subsp. <i>lainzii</i> P.Monts.	2n=?
in Collect. Bot. (Barcelona), 26: 64; (2003).	Umbelliferae
(2)	
<i>Linaria filicaulis</i> Boiss. subsp. <i>faucicola</i> (Levier & Leresche) Rivas Mart., T.E.Díaz, Fern.Prieto, Loidi & Penas	2n=?
in Veg. Alta Mont. Cantábrica: 274 (1994)	Scrophulariaceae
(2) Bas.- <i>Linaria faucicola</i> Levier & Leresche in Jour.Bot. (London), 17: 200 (1879)	
<i>Linaria filicaulis</i> Boiss. ex Leresche & Levier subsp. <i>filicaulis</i>	2n=?
in J. Bot., 17: 200 (1879)	Scrophulariaceae
(1)	
<i>Narcissus leonensis</i> Pugsley	2n=42
in J. Roy. Hort. Soc., 58: 75 (1933)	Amaryllidaceae
(2)	
<i>Nepeta cantabrica</i> Uberta & Valdés	2n=36
in Lagasalia, 12(1): 52 (1983)	Labiatae
(2)	
<i>Odontites asturicus</i> (M.Laínz) M.Laínz	2n=?
in Mis contr. conocim. fl. Asturias: 57 (1982)	Scrophulariaceae
(2) Bas.- <i>Odontites viscosus</i> subsp. <i>asturicus</i> M.Laínz in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 22: 27 (1976)	
<i>Pedicularis pyrenaica</i> J.Gay subsp. <i>fallax</i> (Font Quer & Guinea) Rivas Mart., T.E.Díaz, Fern.Prieto, Loidi & Penas	2n=16
in Veg. Alta Mont. Cantábrica: 278 (1984)	Scrophulariaceae
(2) Bas.- <i>Pedicularis pyrenaica</i> Gay var. <i>fallax</i> . Font-Quer & Guinea in Anal. Jard. Bot. Madrid, 7: 346 (1947)	
<i>Petrocoptis pyrenaica</i> (J.P.Bergeret) A.Braun ex Walp. subsp. <i>glaucifolia</i> (Lag.) P.Monts. & Fern.Casas	2n=24, n=12
in Anales Jard. Bot. Madrid, 45(1): 362 (1988)	Caryophyllaceae
(1) Bas.- <i>Silene glaucifolia</i> Lag. in Varied. Ci., 2(4): 213 (1805)	
<i>Petrocoptis pyrenaica</i> (J.P.Bergeret) A.Braun ex Walp. subsp. <i>wiedmannii</i> (Merxm. & Grau) T.E.Díaz & Nava	2n=24, n=12
in Itinera Geobot., 8: 557 (1994)	Caryophyllaceae
(2) Bas.- <i>Petrocoptis wiedmannii</i> Merxm. & Grau in Collect. Bot., 7:793 (1968)	
<i>Polygala calcarea</i> Zett. Ex Willk. & Lange subsp. <i>somedana</i> (M.Laínz) Penas	2n=?
in Taxon, 40(4): 615 (1991)	Polygalaceae
(2) Bas.- <i>Polygala alpina</i> subsp. <i>somedana</i> M.Laínz in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 15: 27 (1970)	
<i>Polygala edmundii</i> Chodat	2n=?
in Bull. Herb. Boissier., 4: 911 (1896)	Polygalaceae
(1)	
<i>Potentilla nivalis</i> Lapeyr. subsp. <i>asturica</i> (Font Quer & Guinea) M.Laínz	2n=14; n=7
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 5: 19 (1962)	Rosaceae
(1) Bas.- <i>Potentilla nivalis</i> var. <i>asturica</i> Font Quer & Guinea in Vertice, 78: 42 (1945)	
<i>Quercus orocantabrica</i> Rivas Mart., Penas, T.E.Díaz & Llamas	2n=?
in Itinera Geobot., 15(2): 706 (2002)	Fagaceae
(2)	
<i>Quercus pauciradiata</i> Penas, Llamas, Pérez Morales & Acedo	2n=?
in Bot. Helvetica, 107(1): 75 (1997)	Fagaceae
(2)	
<i>Ranunculus alpestris</i> L. subsp. <i>leroyi</i> M.Laínz	2n=16?
in Anales Jard. Bot. Madrid, 38(2): 470 (1982)	Ranunculaceae
(2)	

<i>Ranunculus montserratii</i> Grau	2n=?
in Mitt. Bot. Staatssamml. München, 20:15 (1984)	Ranunculaceae
(1)	
<i>Ranunculus parnassifolius</i> L. subsp. <i>muniiellensis</i> Bueno, Fern.Casado & Fern.Prieto	2n=16
in Bot. J. Linn. Soc., 109: 365, fig. 366 (1992)	Ranunculaceae
(2)	
<i>Ranunculus seguieri</i> Vill. subsp. <i>cantabricus</i> Rivas Mart., Izco & M.J.Costa	2n=16;n=8
in Trab. Dept. Bot. Fisiol. Veg. Madrid, 3: 84 (1971)	Ranunculaceae
(2)	
<i>Salix breviserrata</i> Flod. subsp. <i>fontqueri</i> T.E.Díaz, Fern.Prieto & Nava	2n=?
in Fontqueria, 21: 10 (1988)	Salicaceae
(2)	
<i>Salix hastata</i> L. subsp. <i>picoeuropeana</i> (M.Laínz) T.E.Díaz, Fern.Prieto & Nava	2n=?
in Fontqueria, 21: 10 (1988)	Salicaceae
(2) Bas.- <i>Salix repens</i> subsp. <i>picoeuropeana</i> M.Laínz in Bol. Cienc. Nat. R.I.D.E.A., 33: 5 (1984)	
<i>Saxifraga aretiooides</i> Lapeyr. subsp. <i>felineri</i> (Vargas) Nava & Fern.Casado	2n=?
in Bol. Cienc. Nat. R.I.D.E.A., 45: 52 (1999)	Saxifragaceae
(1) Bas.- <i>Saxifraga felineri</i> P. Vargas in Flora Ibérica, 5: 293 (1997)	
<i>Saxifraga babiana</i> T.E.Díaz & Fern.Prieto	n=20
in Anales Jard. Bot. Madrid, 39(2): 249 (1983)	Saxifragaceae
(1)	
<i>Saxifraga canaliculata</i> Boiss. & Reut. ex Engl.	2n=?
in Monogr. Saxifraga: 169 (1872)	Saxifragaceae
(1)	
<i>Semprevivum cantabricum</i> J.A.Huber	2n=68,72
in Repert. Spec. Nov. Regni Veg., 33: 364 (1934)	Crassulaceae
(2)	
<i>Soldanella alpina</i> L. subsp. <i>cantabrica</i> Kress	2n=40
in Primulaceen-Stud., 12: 8 (1997)	Primulaceae
(1)	
<i>Spergula viscosa</i> Lag. subsp. <i>viscosa</i>	2n=18
in Varied. Ci., 2(4): 213 (1805)	Caryophyllaceae
(1)	
<i>Tragopogon pseudocastellanus</i> G.Blanca & C.Díaz de la Guardia	2n=24
in Anales Jard. Bot. Madrid 54: 360 (1996)	Compositae
(1)	
<i>Veronica mampodrensis</i> Losa & P.Monts.	n=8
in Anales Inst. Bot. Cavanilles, 11(2): 442 (1953)	Scrophulariaceae
(1)	
<i>Veronica nummularia</i> Gouan subsp. <i>cantabrica</i> P.Monts.	n=8?
in Pub. Cent. Pir. Biol. Exp., 2: 62, lám. 7, fig. 29 (1968)	Scrophulariaceae
(2)	
<i>Veronica vadiniensis</i> R.Alonso, Lence, López Pach., Puente & Penas	2n=?
in Bot. J. Linn. Soc., 141: 119 (2003)	Scrophulariaceae
(2)	
<i>Viola pyrenaica</i> Ramond ex DC. subsp. <i>montserratii</i> Fern.Casado & Nava	2n=20
in Candollea, 41(1): 102 (1996)	Violaceae

2) Endemismos de los territorios orocantábricos y pirenaicos

<i>Adonis pyrenaica</i> DC.	2n=16
in Fl. Franç. ed. 3, 5: 635 (1815)	Ranunculaceae
(1)	
<i>Alchemilla borderei</i> Buser ex S.E.Fröhner	2n=?
in Anales Jard. Bot. Madrid, 53(1): 25-26 (1995)	Rosaceae
(1)	
<i>Alchemilla connivens</i> Buser.	2n=?
in Bull. Herb. Boissier., 2: 107 (1894)	Rosaceae
(1)	
<i>Alchemilla impedicellata</i> S.E.Fröhner	2n=?
in Anales Jard. Bot. Madrid, 53(1): 15-16 (1995)	Rosaceae
(1)	
<i>Alchemilla iniquiformis</i> S.E.Fröhner	2n=?
in Feddes Repert., 92 (1-2): 5-6 (1981)	Rosaceae
(1)	
<i>Acinos alpinus</i> (L.) Moench. subsp. <i>pyrenaicus</i> (Br.-Bl.) M.Laínz	2n=?
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 22: 29 (1976)	Labiatae
(1) Bas.- <i>Satureja alpina</i> subsp. <i>pyrenaica</i> Br.-Bl. in Bull. Soc. Pharm. Montpellier: 228 (1945)	
<i>Arenaria purpurascens</i> Ramond ex DC.	n=23?
in Fl. Franç. ed. 3, 4: 785 (1805)	Caryophyllaceae
(1)	
<i>Asperula hirta</i> Ramond.	2n=22
in Bull. Sci. Soc. Philom. Paris, 2: 131 (1800)	Rubiaceae
(1)	
<i>Aster pyrenaicus</i> Desf. ex DC.	2n=18
in Fl. Franç. ed. 3, 4: 146 (1805)	Compositae
(1)	
<i>Carex macrostyla</i> Lapeyr.	2n=?
in Hist. Pl. Pyrénées: 562 (1813)	Cyperaceae
(1)	
<i>Doronicum grandiflorum</i> Lam.	2n=60,30
in Fl. France, 8: 308 (1903)	Compositae
(1)	
<i>Euphorbia pyrenaica</i> Jord.	2n=42
in Observ. Pl. Nouv., 3: 238 (1846)	Euphorbiaceae
(1)	
<i>Festuca eskia</i> Ramond ex DC.	2n=14
in Fl. Franç. ed. 3, 3: 52 (1805)	Gramineae
(1)	
<i>Festuca glacialis</i> (Miégev. ex Hack.) K.Richt.	2n=14
in Bull. Soc. Bot. France, 21: 244 (1876)	Gramineae
(1)	
<i>Galium pyrenaicum</i> Gouan.	2n=22, n=11
in ll. Observ. Bot.: 5, t. 1, fig. 4 (1773)	Rubiaceae
(1)	
<i>Gentiana occidentalis</i> Jakow.	2n=?
in Sitz.-Ber. Akad. Wiss. Wien, 108(1): 342 (1899)	Gentianaceae
(1)	
<i>Geum pyrenaicum</i> Mill.	2n=84
in Gard. Dict. ed. 8: n.º 3 (1768)	Rosaceae
(1)	

<i>Hugueninia</i> (L.) Rchb. <i>tanacetifolia</i> subsp. <i>suffruticosa</i> (H.J.Coste & Soulié) P.W.Ball.	2n=14
in Feddes Repert., 68: 194 (1963)	Cruciferae
(1) Bas.- <i>Sisymbrium tanacetifolium</i> var. <i>suffruticosum</i> in Bull. Soc. Bot. France, 59: 739 (1912)	
<i>Leontodon duboisii</i> Sennen.	2n=12
in Diagn. Nouv. Pl. Espagne Maroc: 19 (1936)	Compositae
(1)	
<i>Nigritella gabasiana</i> Teppner & E.Klein.	2n=40
in Phytion (Horn), 33(2): 182 (1993)	Orchidaceae
(1)	
<i>Nothobartsia spicata</i> (Ramond) Bolliger & Molau.	2n=36;n=18
in Pl. Syst. Evol., 179: 64 (1992)	Scrophulariaceae
(1) Bas.- <i>Bartsia spicata</i> Ramond Bull in Sci. Soc. Philom. Paris, 2: 141, pl. 10, fig. 4 (1800)	
<i>Oreochloa blanka</i> Deyl.	2n=?
in Opera Bot. Cech., 3: 244 (1946)	Gramineae
(1)	
<i>Oxytropis foucaudii</i> Gillot.	2n=16
in Bull. Soc. Bot. France, 42: 517 (1895)	Leguminosae
(1)	
<i>Paronychia kapela</i> (Hacq.) A.Kern. subsp. <i>serpyllifolia</i> (Chaix) Graebn.	2n=18,36;n=
in Syn. Mitteleur. Fl., 5(1): 892 (1919)	Caryophyllaceae
(1) Bas.- <i>Illecebrum serpyllifolium</i> Chaix. in Pl. Vap.: 19 (1785)	
<i>Pedicularis mixta</i> Gren. ex F.W.Schultz	2n=?
in Arch. Fl. Fr. Allem.: 279 (1853)	Scrophulariaceae
(1)	
<i>Pedicularis pyrenaica</i> J.Gay subsp. <i>pyrenaica</i>	2n=16
in Ann. Sci. Nat. (Paris), ser. 1, 26: 210 (1832)	Scrophulariaceae
(1)	
<i>Pritzelago alpina</i> (L.) Kuntze subsp. <i>auerswaldii</i> (Willk.) Greuter & Burdet.	2n=12
in Willdenowia, 15(1): 68 (1985)	Cruciferae
(1) Bas.- <i>Hutchinsia auerswaldii</i> Willk. in Flora (Regensburg) 34(37): 590 (1851)	
<i>Ranunculus gouanii</i> Willd.	2n=16?
in Sp. Pl., 2(2): 1322 (1798)	Ranunculaceae
(1)	
<i>Ranunculus parnassifolius</i> L. subsp. <i>favargerii</i> P.Küpfel	2n=16
in Boissiera, 23: 191 (1975)	Ranunculaceae
(1)	
<i>Reseda glauca</i> L.	2n=28,n=14
in Sp. Pl.: 449 (1753)	Resedaceae
(1)	
<i>Saponaria caespitosa</i> DC.	2n=28?
in Mem. Agric. Soc. Agric. Dép. Seine, 11:10 (1808)	Caryophyllaceae
(1)	
<i>Saxifraga hirsuta</i> L. subsp. <i>paucicrenata</i> (Leresche ex Gillot) D.A.Webb.	2n=28?
in Feddes Repert. Spec. Nov. Regni Veg., 68: 201 (1963)	Saxifragaceae
(1) Bas.- <i>Saxifraga hirsuta</i> var. <i>paucicrenata</i> . Leresche ex Gillot in Bull. Soc. Bot. France, 27: I (1880)	
<i>Saxifraga praetermissa</i> D.A.Webb.	n=33
in Feddes Repert. Spec. Nov. Regni Veg., 68: 204 (1963)	Saxifragaceae
(1)	
<i>Veronica nummularia</i> Gouan subsp. <i>nummularia</i>	2n=?
in Ill. Observ. Bot.: 1, t. 1, fig. 2 (1773)	Scrophulariaceae
(1)	
<i>Viola cornuta</i> L.	2n=22
Sp. Pl. ed. 2: 1325 (1763)	Violaceae
(1)	

3) Endemismos orocantábricos y de los montes galaico-leoneses

<i>Agrostis tileni</i> Nieto Fel. & Castrov.	2n=14
in Anales Jard. Bot. Madrid, 40(2): 472 (1984)	Gramineae
(1)	
<i>Androsace vitaliana</i> (L.) Lapeyr. subsp. <i>flosjugorum</i> Kress	2n=40
in Primulaceen-Stud., 13: 9 (1997)	Primulaceae
(1)	
<i>Arenaria grandiflora</i> L. subsp. <i>incrassata</i> (Lange) C.Vicioso ex Rivas Mart.	n=11
in Lazaroa, 2: 327 (1980)	Caryophyllaceae
(1) Bas.- <i>Arenaria incrassata</i> Lange in Descr. Icon. Pl. nov.:3, tab IV: 2 (1864)	
<i>Armeria langei</i> Boiss. subsp. <i>daveaui</i> (Coutinho) Pinto da Silva	2n=?
in Agron. Lusit., 30: 219 (1970)	Plumbaginaceae
(1) Bas.- <i>Armeria alliacea</i> var. <i>daveaui</i> Coutinho in Fl. Portugal: 473 (1913)	
<i>Armeria langei</i> Boiss. subsp. <i>langei</i>	2n=?
in Vidensk. Meddel. Dansk Naturish. Foren. Kjobenhavn: 59 (1861)	Plumbaginaceae
(1)	
<i>Cardamine gallaecica</i> (M.Laínz)Rivas Mart. & Izco	2n=32,48
in Itinera Geobot. 15(2): 699 (2002)	Cruciferae
(1) Bas.- <i>Cardamine raphanifolia</i> subsp. <i>gallaecica</i> M.Laínz in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci. 16: 175 (1973)	
<i>Crepis albida</i> Vill. subsp. <i>asturica</i> (Lacaíta & Pau) Babç.	2n=10
in Univ. Calif. Publ. Bot. ,19: 399 (1941)	Compositae
(1) Bas.- <i>Crepis asturica</i> Lacaíta & Pau in Cavanillesia, 1: 7 (1928)	
<i>Dianthus langeanus</i> Willk.	2n=30
in Willk. & Lange, Prodr. Fl. Hispan. 3: 690 (1878)	Caryophyllaceae
(1)	
<i>Eryngium duriaei</i> J.Gay ex Boiss. subsp. <i>duriaei</i>	n=8
in Voy. Bot. Midi Esp., 2: 237 (1840)	Umbelliferae
(1)	
<i>Festuca burnatii</i> St.-Yves.	2n=14
in Ann. Cons. Jard. Bot. Genève, 16: 347 (1913)	Gramineae
(1)	
<i>Genista obtusiramea</i> J.Gay ex Spach	2n=48
in Ann. Sci. Nat., Bot., ser. 3, 3: 116 (1845)	Leguminosae
(1)	
<i>Jasione crispa</i> (Pourr.) Samp. subsp. <i>brevisepala</i> (Rothm.) Rivas Mart.	2n=24
in Candollea, 31: 112 (1976)	Campanulaceae
(2) Bas.- <i>Jasione brevisepala</i> Rothm. in Cavanillesia, 7: 121 (1935)	
<i>Leontodon farinosus</i> Merino & Pau.	2n=8
in Fl. Galic., 2:452 (1906)	Compositae
(1)	
<i>Leontodon pyrenaicus</i> Gouan subsp. <i>cantabricus</i> (Widder) M.Laínz.	2n=12
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 15: 40 (1970)	Compositae
(1) Bas.- <i>Leontodon cantabricus</i> Widder in Phytion (Horn), 12: 204 (1967)	
<i>Narcissus primigenius</i> (Fernández Suárez ex M.Laínz) Fern.Casas & M.Laínz.	2n=14
in Fontqueria, 11: 15 (1986)	Amaryllidaceae
(1) Bas.- <i>Narcissus pseudonarcissus</i> var. <i>primigenius</i> Fern. Suárez ex M. Laínz in Mis contrib. conocim. fl. Ast: 77 (1982)	
<i>Potentilla asturica</i> Rothm.	2n=14,n=7
in Cavanillesia, 7(6-9): 113 (1935)	Rosaceae
(1)	
<i>Ranunculus parnassifolius</i> L. subsp. <i>cabrerensis</i> Rothm.	2n=16,n=8
in Bol. Soc. Esp. Hist. Nat., 34: 148 (1934)	Ranunculaceae
(1)	

<i>Rubus cyclops</i> E.Monasterio-Huelin.	2n=?
in Bot. J. Linn., 115(1): 50 (1994)	Rosaceae
(1)	
<i>Saxifraga conifera</i> Coss. & Durieu.	2n=42?
in Bull. Soc. Bot. France, 11: 332 (1864)	Saxifragaceae
(1)	
<i>Senecio doria</i> L. subsp. <i>legionensis</i> (Lange.) Chater	2n=?
in Bot. J. Linn. Soc., 68: 276 (1974)	Compositae
(1) Bas.- <i>Senecio legionensis</i> Lange. in Vidensk. Meddel. Dansk Naturhist. Foren. Kjobenhavn, ser. 2, 3: 81 (1861)	
<i>Sesamoides minor</i> (Lange) Kuntze.	2n=20
in Revis. Gen. Pl., 1: 39 (1891)	Resedaceae
(1) Bas.- <i>Astocarpa minor</i> Lange in Vidensk. Meddel. Dansk. Naturhist. Foren Kjobenhavn, 1865: 85 (1866)	
<i>Spergula viscosa</i> Lag. subsp. <i>pourretii</i> M.Laínz.	2n=18?
in Bol. Inst. Estud. Asturianos, Supl. Ci., 15: 14 (1970)	Caryophyllaceae
(2)	
<i>Silene foetida</i> Link subsp. <i>gayana</i> Talavera.	2n=24
in Anales Jard. Bot. Madrid, 45(1): 362 (1988)	Caryophyllaceae
(1)	
<i>Silene scabriflora</i> Brot. subsp. <i>megacalycina</i> Talavera.	2n=?
in Fl. Iber., 2: 330 (1990)	Caryophyllaceae
(1)	
<i>Teesdaliopsis conferta</i> (Lag.) Rothm.	2n=20
in Repert. Spec. Nov. Regni Veg., 49: 178 (1940)	Cruciferae
(1) Bas.- <i>Iberis conferta</i> Lag. in Varied. Ci., 2(22): 213 (1805)	
<i>Thymelaea dendrobryum</i> Rothm.	n=9
in Cavanillesia, 7: 116 (1935)	Thymelaeaceae
(1)	

b) Hábitats de la Cordillera Cantábrica

Se incluyen a continuación las alianzas fitosociológicas presentes en la subprovincia Orocantábrica, ordenadas en función de la clasificación EUNIS (2003), y según el criterio sintaxonómico y nomenclatural de Rivas-Martínez *et al.* (2001), así como el código de referencia (COD) utilizado por dichos autores. Se indica, para cada alianza, el código correspondiente a la clasificación de la Directiva Hábitats (Dir. Hab), excepto en los casos en que no se haya podido establecer una correlación (-), señalando con un asterisco (*) las comunidades prioritarias. Se indica también la distribución ibérica de cada alianza (Dist.), en función de las siguientes categorías: **Med** (Mediterránea)- **Eurosib.** (eurosiberiana) y **Med./Eur.** (ambas), así como la superficie ocupada en el área de estudio (Sup. cart.) en Km², según la cobertura indicada en la cartografía de hábitats de España (VVAA, 2003).

C Aguas superficiales internas

C1 Aguas superficiales colmatadas

EUNIS	C1.1	<i>Charion fragilis</i>	COD 1.1.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	3140	ined.			0.0093 Km2
EUNIS	C1.1	<i>Hyperico elodis-Sparganion</i>	COD 10.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	3110	Br.-Bl. & Tüxen ex Oberdorfer 1957			0 Km2
EUNIS	C1.3	<i>Lemnion minoris</i>	COD 2.1.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	3150	Tüxen ex O. Bolòs & Masclans 1955			0.0344 Km2
EUNIS	C1.1	<i>Littorellion uniflorae</i>	COD 10.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	3110	Koch 1926			0.0284 Km2
EUNIS	C1.3	<i>Nymphaeion albae</i>	COD 3.2.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	3150	Oberdorfer 1957			0.0390 Km2
EUNIS	C1.1	<i>Potamion</i>	COD 3.1.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	3150	(Koch 1926) Libbert 1931			0.0008 Km2
EUNIS	C1.1	<i>Potentillion anserinae</i>	COD 59.11.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	3120	Tuxen 1947			0 Km2
EUNIS	C1.4	<i>Utricularion</i>	COD 3.6.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	3160	Den Hartog & Segal 1964			0 Km2

C2 Aguas superficiales corrientes

EUNIS	C2.1	<i>Adiantion capilli-veneris</i>	COD 26.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	7220*	Br.-Bl. ex Horvatic 1934			0.0055 Km2
EUNIS	C2.1	<i>Caricion remotae</i>	COD 11.3.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	3260	Kästner 1941			0 Km2
EUNIS	C2.1	<i>Cratoneurion commutati</i>	COD 11.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	7220	Koch 1928			0 Km2

EUNIS	C2.1	<i>Myosotidion stoloniferae</i>	COD 11.4.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984			0 Km2
EUNIS	C2.1	<i>Pinguiculion longifoliae</i>	COD 26.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	7220*	F. Casas 1970			0.0036 Km2
EUNIS	C2.1	<i>Ranunculion aquatilis</i>	COD 3.3.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	3260	Passarge 1964			0 Km2
EUNIS	C2.1	<i>Ranunculion fluitantis</i>	COD 3.4.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	3260	Neuhäusl 1959			0.0009 Km2

C3 Bordes de aguas superficiales

EUNIS	C3.5	<i>Bidention tripartitae</i>	COD 8.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	3270	Nordhagen 1940 em. Tuxen in Poli & J. Tuxen 1960			0 Km2
EUNIS	C3.5	<i>Calamagrostion pseudophragmitis</i>	COD 33.15.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	3220	Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984			0.0733 Km2
EUNIS	C3.1	<i>Glycerio-Sparganion</i>	COD 12.2.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Br.-Bl. & Sissingh in Boer 1942			0 Km2
EUNIS	C3.1	<i>Magnocaricion elatae</i>	COD 12.4.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Koch 1926			0 Km2
EUNIS	C3.4	<i>Nanocyperion</i>	COD 9.5.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	3130	Koch ex Libbert 1933			0 Km2
EUNIS	C3.4	<i>Nasturtion officinalis</i>	COD 12.3.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Gehu & Gehu-Franck 1987			0 Km2

D Fuentes, turberas y humedales

D1 Turberas abombadas

EUNIS	D1.2	<i>Anagallido tenellae-Juncion bulbosi</i>	COD 14.3.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	7130*	Br.-Bl. 1967			0.0108 Km2
EUNIS	D1.2	<i>Ericion tetralicis</i>	COD 13.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	7130*	Schwickerath 1933			1.1999 Km2

D2 Pantanos, humedales pobres y fuentes de transición

EUNIS	D2.2	<i>Caricion nigrae</i>	COD 14.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Koch 1926 nom. mut. propos.			0 Km2
EUNIS	D2.3	<i>Erico mackaiana-Sphagnion papilloso</i>	COD 13.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	7140	(F. Prieto, M.C. Fernández & Collado 1987) Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999			0.5437 Km2

D4 Turberas ricas en bases y fuentes carbonatadas

EUNIS	D4.1	<i>Caricion davallianae</i>	COD 14.4.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	7230	Klika 1934			0.9577 Km2

D5 Juncales y carrizales, normalmente sin aguas

EUNIS	D5.2	<i>Caricion broterianae</i>	COD 12.5.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	7210	(Rivas-Martinez, Fernandez-Gonzalez & Sanchez-Mata			0 Km2

E Pastizales dominados por herbáceas, musgos o líquenes

E1 Pastizales secos

EUNIS	E1.1	<i>Alyso-Sedion albi</i>	COD 55.3.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6110*	Oberdorfer & Müller in Müller 1961			0 Km2
EUNIS	E1.8	<i>Campanulo herminii-Nardion strictae</i>	COD 60.4.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martínez 1964			59.794 Km2
EUNIS	E1.7	<i>Carici piluliferae-Epilobion</i>	COD 35.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6230	Tüxen ex Von Rochow 1951			0 Km2
EUNIS	E1.A	<i>Hieracio castellani-Plantaginion</i>	COD 49.5.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martínez & Cantó 1987			0 Km2
EUNIS	E1.6	<i>Matricario-Polygonion arenastri</i>	COD 38.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martinez 1975 corr. Rivas-Martinez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991			0 Km2
EUNIS	E1.7	<i>Nardion strictae</i>	COD 60.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6230*	Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926			32.672 Km2
EUNIS	E1.5	<i>Plantagini discoloris-Thymion</i>	COD 52.9.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	A. Molina & Izco 1989			104.89 Km2
EUNIS	E1.6	<i>Poion supinae</i>	COD 59.14.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martinez & Gehu 1978			0 Km2
EUNIS	E1.6	<i>Polygono-Chenopodion</i>	COD 39.5.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Koch 1926			0 Km2
EUNIS	E1.2	<i>Potentillo montanae-Brachypodion</i>	COD 51.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6210*	Br.-Bl. 1967 corr. Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002			104.74 Km2
EUNIS	E1.6	<i>Saginion procumbentis</i>	COD 38.1.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Tuxen & Ohba in Gehu, Richard & Tuxen 1972			0 Km2
EUNIS	E1.6	<i>Sclerochloo durae-Coronopodion</i>	COD 38.3.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martinez 1975			0 Km2

EUNIS	E1.6	<i>Sisymbrium officinalis</i>	COD 39.17. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Tuxen, Lohmeyer & Preising in Tuxen 1950		0 Km2
EUNIS	E1.9	<i>Thero-Airion</i>	COD 50.2. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	2330*	Tüxen & Oberdorfer 1958 em. Rivas-Martínez 1978		0 Km2
EUNIS	E1.3	<i>Trachynion distachyae</i>	COD 50.13. Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	6220*	Rivas-Martínez 1978		14.929 Km2
EUNIS	E1.3	<i>Trifolio subterranei-Periballion</i>	COD 54.1. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	6220*	Rivas Goday 1964		0.0009 Km2
EUNIS	E1.7	<i>Violion caninae</i>	COD 60.2. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6230*	Schwickerath 1944		30.867 Km2

E2 Pastizales mesófilos

EUNIS	E2.2	<i>Arrhenatherion</i>	COD 59.4. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6510	Koch 1926		38.439 Km2
EUNIS	E2.1	<i>Calthion palustris</i>	COD 59.2. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6180	Tüxen 1937		0 Km2
EUNIS	E2.1	<i>Cynosurion cristati</i>	COD 59.6. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6180	Tüxen 1947		0 Km2

E3 Pastizales húmedos de forma continua o estacional

EUNIS	E3.5	<i>Juncion acutiflori</i>	COD 59.3. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Br.-Bl. in Br.-Bl. & Tüxen 1952		0 Km2
EUNIS	E3.1	<i>Mentho-Juncion inflexi</i>	COD 59.15. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6420	De Foucault 1984		0 Km2
EUNIS	E3.1	<i>Molinio-Holoschoenion vulgaris</i>	COD 59.7. Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	6420	Br.-Bl. ex Tchou 1948		1.0072 Km2
EUNIS	E3.5	<i>Molinion caeruleae</i>	COD 59.1. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6410	Koch 1926		0 Km2

E4 Pastizales alpinos y subalpinos

EUNIS	E4.1	<i>Adenostylion alliariae</i>	COD 42.1. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6432	Br.-Bl. 1926		0.7992 Km2
EUNIS	E4.1	<i>Arabidion caeruleae</i>	COD 48.2. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926		0 Km2
EUNIS	E4.4	<i>Armerion cantabricae</i>	COD 45.3. Dist. Endémica	Sup. cart.
Dir. Hab	6170	Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984		7.6514 Km2

EUNIS	E4.4	<i>Festucion burnatii</i>	COD 52.8.	Dist. Endémica	Sup. cart.
Dir. Hab	6170	Rivas Goday & Rivas-Martínez ex Mayor, Andrés, Martínez, F. Navarro & T.E. Díaz 1973			45.917 Km2
EUNIS	E4.1	<i>Mucizonion sedoidis</i>	COD 48.3.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martinez, Fernandez-Gonzalez & Loidi 1999			0 Km2
EUNIS	E4.4	<i>Oxytropido-Elyniion</i>	COD 44.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6170	Br.-Bl. (1948) 1949			0 Km2
EUNIS	E4.3	<i>Teesdaliopsio-Luzulion caespitosae</i>	COD 49.3.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	6160	Rivas-Martínez 1987			61.604 Km2

E5 Orlas de bosques y megaborbios

EUNIS	E5.4	<i>Aegopodium podagrariae</i>	COD 40.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6430	Tüxen 1967			0 Km2
EUNIS	E5.4	<i>Agrostion stoloniferae</i>	COD 12a.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	3280	Görs 1966			0 Km2
EUNIS	E5.4	<i>Bromo ramosi-Eupatorium cannabini</i>	COD 40.7.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	6430	O. Bolòs & Masalles in O. Bolòs 1983			0 Km2
EUNIS	E5.4	<i>Galio-Alliarion petiolatae</i>	COD 40.2.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	6430	Oberdorfer & Lohmeyer in Oberdorfer, Görs, Korneck, Lohmeyer, Müller, Philippi & Seibert 1967			0.3028 Km2
EUNIS	E5.4	<i>Impatienti noli-tangere-Stachyon</i>	COD 40.3.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	6430	Görs ex Mucina in Mucina, Grabherr & Ellmayer 1993			0 Km2
EUNIS	E5.2	<i>Linarian triornithophorae</i>	COD 43.4.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martinez, T.E. Diaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984			0 Km2
EUNIS	E5.2	<i>Trifolion medii</i>	COD 43.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Muller 1962			0 Km2

F Brezales, matorrales y tundra

F2 Matorrales árticos, alpinos y subalpinos

EUNIS	F2.2	<i>Cytision oromediterranei</i>	COD 74.5.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	4060	Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958 corr. Rivas-Martínez 1987			2.9776 Km2
EUNIS	F2.2	<i>Juniperion nanae</i>	COD 77.3.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	4060*	Br.-Bl. in Br.-Bl., Sissingh & Vlieger 1939			130.29 Km2

F3 Matorrales templados y mediterráneos montanos

EUNIS	F3.1	<i>Berberidion vulgaris</i>	COD 66.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	5110	Br.-Bl. 1950			0 Km2

EUNIS	F3.1	<i>Frangulo alni-Pyrion cordatae</i>	COD 66.4.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Herrera, F. Prieto & Loidi 1991			0 Km2

F4 Brezales templados

EUNIS	F4.2	<i>Daboecion cantabricae</i>	COD 61.4.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	4020*	(Dupont ex Rivas-Martínez 1979) Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999			2383.7 Km2

EUNIS	F4.2	<i>Ericion arboreae</i>	COD 75.12.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	4030	(Rivas-Martínez ex Rivas-Martínez, Costa & Izco 1986) Rivas-Martínez 1987			5.5812 Km2

EUNIS	F4.2	<i>Ericion umbellatae</i>	COD 1.2.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	4030	Br.-Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes 1952			453.82 Km2

EUNIS	F4.1	<i>Genistion micrantho-anglicae</i>	COD 61.7.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	4020*	Rivas-Martínez 1979			16.148 Km2

F5 Matorral arborescente o arbustivo termo-mediterráneo

EUNIS	F5.5	<i>Ulici europaei-Cytision striati</i>	COD 65.4.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991			21.313 Km2

F7 Matorral arborescente o arbustivo termo-mediterráneo

EUNIS	F7.4	<i>Genistion occidentalis</i>	COD 52.5.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	4090	Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984			158.12 Km2

EUNIS	F7.4	<i>Genistion polygaliphyllae</i>	COD 65.3.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	4090	Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984			539.20 Km2

F9 Matorrales riparios y pantanosos

EUNIS	F9.3	<i>Arbuto unedonis-Laurion nobilis</i>	COD 75.13.	Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999			0 Km2

EUNIS	F9.2	<i>Salicion cantabricae</i>	COD 71.10.	Dist. Endémica	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martínez & T.E. Díaz (2002)			8.2492 Km2

G Bosques

G1 Bosques deciduos planifolios

EUNIS	G1.7	<i>Aceri granatensis-Quercion fagineae</i>	COD 76.10.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	9240	(Rivas Goday, Rigual & Rivas-Martínez in Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1960) Rivas-Martínez 1987			3.0272 Km2

EUNIS	G1.1	<i>Alnion incanae</i>	COD 71.1. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	91E0*	Pawlowski in Pawlowski, Sokolowski & Wallisch 1928		103.33 Km2
EUNIS	G1.9	<i>Betulion fontqueri-celtibericae</i>	COD 76.14. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002		1.5073 Km2
EUNIS	G1.9	<i>Corylo-Populion tremulae</i>	COD 76.12. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	(Br.-Bl. ex O. Bolòs 1973) Rivas-Martínez & Costa 1998		0 Km2
EUNIS	G1.6	<i>Fagion sylvaticae</i>	COD 76.1. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	9150	Luquet 1926		22.206 Km2
EUNIS	G1.6	<i>Ilici-Fagion</i>	COD 76.8. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	9120	Br.-Bl. 1967		656.98 Km2
EUNIS	G1.A	<i>Pulmonario longifoliae-Quercion</i>	COD 76.4. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	9160	Rivas-Martínez & Izco in Rivas-Martínez, T.E. Díaz, Fernández-González, Izco, Loidi, Lousã & Penas 2002		0 Km2
EUNIS	G1.7	<i>Quercion pyrenaicae</i>	COD 76.7. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	9230	Rivas Goday ex Rivas-Martínez 1965		5850.1 Km2
EUNIS	G1.1	<i>Salicion salviifoliae</i>	COD 71.8. Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	92A0	Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984		0.3447 Km2
EUNIS	G1.A	<i>Tilio-Acerion</i>	COD 76.2. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	9180	Klika 1955		0 Km2

G2 Bosques perennes planifolios

EUNIS	G2.1	<i>Quercion ilicis</i>	COD 75.1. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	9340	Br.-Bl. ex Molinier 1934 em. Rivas-Martínez 1975		285.43 Km2

G3 Bosques de coníferas

EUNIS	G3.9	<i>Juniperion thuriferae</i>	COD 74.2. Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	9560	Rivas-Martínez 1969		20.322 Km2

G5 Bosques antropizados, recientemente talados o secundarios

EUNIS	G5.8	<i>Atropion belladonae</i>	COD 35.1. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Br.-Bl. ex Aichinger 1933		0 Km2

H Áreas con vegetación escasa

H2 Pedregales

EUNIS	H2.6	<i>Dryopteridion oreadis</i>	COD 33.11. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	Rivas-Martínez 1977 corr. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991		53.214 Km2

EUNIS	H2.5	<i>Gymnocarpion robertiani</i>	COD 33.10. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	F. Casas 1970		8.3907 Km2
EUNIS	H2.6	<i>Iberido-Linarion propinqua</i>	COD 33.5. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	Penas, Puente, M.E. García & L. Herrero ex T.E. Díaz & F. Prieto 1994		14.184 Km2
EUNIS	H2.5	<i>Linario saxatilis-Senecionion carpetani</i>	COD33.8. Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	Rivas-Martínez 1964		7.7443 Km2
EUNIS	H2.6	<i>Linarion filicaulis</i>	COD 33.4. Dist. Endémica	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	Rivas-Martínez ex F. Prieto 1983		5.5251 Km2
EUNIS	H2.6	<i>Parietario-Galion</i>	COD 28.1. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	8160	Rivas-Martínez in Rivas Goday 1964		0 Km2
EUNIS	H2.6	<i>Saxifragion praetermissae</i>	COD 33.3. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	Rivas-Martínez 1977		0.0904 Km2
EUNIS	H2.6	<i>Scrophularion sciophilae</i>	COD 33.13. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	O. Bolòs 1957		0.0002 Km2
EUNIS	H2.5	<i>Senecionion leucophylli</i>	COD 33.6. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8130	Br.-Bl. 1948		0 Km2

H3 Acantilados no costeros, roquedos y afloramientos

EUNIS	H3.2	<i>Asplenio billoti-Sedion hirsuti</i>	COD 27.19. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	8210	ined.		0 Km2
EUNIS	H3.2	<i>Cymbalario-Asplenion</i>	COD 28.2. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8210	Segal 1969		0 Km2
EUNIS	H3.1	<i>Hymenophyllion tunbrigensis</i>	COD 30.3. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8220	Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958		0.0128 Km2
EUNIS	H3.2	<i>Petrocoptidion glaucifoliae</i>	COD 29.4. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8210	(P. Fernández, Penas & T.E. Díaz 1983) Rivas-Martínez, Cantó & Izco 2002		5.0422 Km2
EUNIS	H3.1	<i>Polypodium cambrici</i>	COD 30.1. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8210	Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Negre 1952 nom. mut. propos. Rivas-Martínez et al. 2002		0 Km2
EUNIS	H3.1	<i>Saxifragion continentalis</i>	COD 32.4. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	8220	Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, Fernández-González & Sánchez-Mata 1986		23.116 Km2
EUNIS	H3.2	<i>Saxifragion trifurcato-canaliculatae</i>	COD 27.3. Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8210	Rivas-Martínez ex Rivas-Martínez, Izco & Costa 1971		35.805 Km2
EUNIS	H3.1	<i>Saxifragion willkommianae</i>	COD 27.9. Dist. Med./Eur.	Sup. cart.
Dir. Hab	8220	Rivas-Martínez 1964		17.445 Km2

EUNIS	H3.6	<i>Sedion pyrenaici</i>	COD 55.2.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	8230*	Tüxen ex Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas in T.E. Díaz & F. Prieto 1994			53.679 Km2

I Hábitats agrícolas, hortícolas o domésticos

I1 Tierras cultivadas y huertas

EUNIS	I1.5	<i>Arction lapae</i>	COD 34.1.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	6430	Tüxen 1937			0 Km2
EUNIS	I1.5	<i>Balloto-Conion maculati</i>	COD 40.4.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Brullo in Brullo & Marceno 1985			0 Km2
EUNIS	I1.5	<i>Chenopodium muralis</i>	COD 39.8.	Dist. Medit.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Br.-Bl. in Br.-Bl., Gajewski, Wraber & Walas 1936			0 Km2
EUNIS	I1.5	<i>Cirsion richterano-chodati</i>	COD 34.8.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	(Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984) Rivas-Martínez, Bascónes, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991			0 Km2
EUNIS	I1.5	<i>Convolvulo arvensis-Elytrigion repentis</i>	COD 34.3.	Dist. Med./Eur	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Gors 1966 nom. mut. propos. Rivas-Martínez et al. 2002			0 Km2
EUNIS	I1.5	<i>Dauco-Melilotion</i>	COD 34.4.	Dist. Eurosib.	Sup. cart.
Dir. Hab	-	Gors 1966			0 Km2

▪ Caracterización de áreas de endemidad de plantas vasculares en las montañas del noroeste de la Península ibérica

- **Objetivo:** identificar y caracterizar áreas de endemidad en las regiones montañosas del noroeste peninsular, con el objeto de interpretar afinidades biogeográficas actuales o históricas, y definir el interés para la biodiversidad del territorio, en función de su flora vascular endémica.
- **Metodología:** se recopiló la distribución conocida de 75 plantas vasculares endémicas de la Cordillera Cantábrica y los montes Galaico-Leoneses, utilizando 193 cuadrículas UTM de 10x10 km (cUTM) como unidades geográficas operacionales. El análisis de las cUTM para la identificación de áreas de endemismos se realizó mediante tres aproximaciones: (1) la distribución espacial de valores de riqueza total y ponderada de endemismos, y su relación con variables ambientales; (2) un análisis de parsimonia de endemismos (PAE), como método de aproximación de biogeografía histórica; y (3) un análisis de clasificación multivariante TWINSpan.
- **Resultados:** los valores de riqueza de endemismos (RE) y riqueza ponderada (VEP) mostraron una correlación significativa con la altitud y la incidencia del glaciario en las cUTM analizadas, identificando un área de elevada correlación espacial en los territorios oriental y centro-meridional de la Cordillera Cantábrica. A partir del análisis PAE se definieron 6 grupos de cUTM, entre los cuales uno de ellos, situado en un área de baja altitud e influencia mediterránea, presentó una clara diferenciación del resto. Este mismo grupo fue separado en la primera división del análisis TWINSpan, el cual permitió además subdividir áreas de cUTM en función de sus especies diagnósticas.
- **Principales conclusiones:** los tres análisis utilizados aportaron información complementaria para la interpretación biogeográfica del territorio. Los factores relacionados con las tasas de endemidad de plantas vasculares en el área de estudio se han interpretado en función de: (1) una elevada altitud; (2) la abundancia de litologías calcáreas; y (3) la diferente incidencia de las glaciaciones pleistocénicas. Las semejanzas detectadas entre las áreas de endemismos se relacionan con el gradiente litológico del territorio y con los cambios climáticos postglaciares, que provocaron el aislamiento de las áreas de endemidad actualmente ubicadas en el bioclima mediterráneo. Tanto las áreas de endemidad como los factores de aislamiento detectados se proponen como herramientas para la elaboración de las estrategias de conservación en el territorio.

2.1 Introducción

El componente de plantas endémicas suele reconocerse como un factor esencial para la valoración de la biodiversidad vegetal de un área determinada (Linder, 2000; Crisp *et al.*, 2001; Lobo *et al.*, 2001). Aún cuando la información florística de un territorio sea incompleta, el conocimiento de los patrones de distribución de plantas endémicas puede ser utilizado como un indicador útil para el diseño de estrategias de conservación, permitiendo establecer criterios para la definición de áreas de especial interés para la conservación (Major, 1988; Myers *et al.*, 2000; Anderson, 2002), o aportar información al conocimiento biogeográfico del territorio en estudio (Morrone & Crisci, 1995).

Las regiones montañosas suelen considerarse importantes centros de diversidad de plantas endémicas, como resultado del aislamiento histórico de poblaciones, y procesos asociados de especiación y vicarianza (Pawlowsky, 1970; Favarger, 1956-1995; Ozenda, 2002). En Europa occidental, los centros de endemidad más relevantes se han señalado en el ámbito de las montañas circunmediterráneas, destacando las regiones montañosas de la cadena alpina (Quézel, 1995; Médail & Quézel, 1997; Médail & Verlaque, 1997). La Península Ibérica constituye igualmente un importante centro de endemidad de plantas vasculares, con al menos 1500 endemismos, que representan el 25% de la flora peninsular (Sainz Ollero & Moreno Sainz, 2002). Los principales factores que favorecen la elevada tasa de endemidad de este territorio están relacionados con su historia geológica y climática, así como con la situación latitudinal de la Península Ibérica, límite sur de las glaciaciones cuaternarias en Europa occidental.

Entre los principales centros de endemidad ibéricos, las montañas del noroeste peninsular han sido definidas como un área de especial relevancia para diversos grupos biológicos (García-Barros *et al.*, 2002; Losa España, 1956; Montserrat & Villar, 1972; Villar & Lainz, 1990; Rivas-Martínez, 1990). El arco hercínico que une estas montañas con el macizo ibérico (o macizo hespérico) ha sido reconocido, en particular, como uno de los principales centros de endemidad de las monocotiledóneas ibéricas (Moreno Saíz *et al.*, 1998), si bien apenas existen estudios que analicen la distribución de la flora endémica dentro de este territorio. Las montañas noroccidentales de la Península Ibérica constituyen además una zona de conexión geológica entre el macizo hespérico (principalmente silíceo) y el área vasco-pirenaica (donde dominan las litologías calcáreas), cuya variabilidad geológica representa el principal factor relacionado con los patrones de endemidad de la flora ibérica (Saínz Ollero & Hernández Bermejo, 1985).

Las características climáticas del norte peninsular permiten, por su parte, la diferenciación de dos áreas particulares, una de influencia atlántica (la Cordillera Cantábrica) y otra mediterránea (las montañas galaico-leonesas). A pesar de la situación climática actual, las relaciones florísticas señaladas entre ambos territorios (Losa España, 1949; Nieto Feliner, 1985; Casaseca *et al.*, 1990) apuntan hacia la existencia de una conexión biogeográfica histórica entre ellos, en el ámbito del eje pirenaico-cantábrico, a lo largo del cual se distribuyen endemismos vicariantes orófilos de origen alpino.

El concepto de *área de endemidad*, sujeto a interpretaciones diversas (Lomolino, 2005), suele entenderse en el sentido de aquellas zonas donde coinciden dos o más plantas endémicas simpátricas (Morrone & Crisci, 1995). Entre las principales herramientas para la definición de áreas de endemidad, figuran los sistemas cladísticos basados en el análisis de áreas geográficas, como el análisis de parsimonia de endemismos (PAE), definido fundamentalmente como un sistema de biogeografía histórica (Crisci *et al.*, 2003), o los análisis multivariante basados en distancias de similitud (Moreno Saiz *et al.*, 1998); no obstante, debido a las limitaciones y características de ambos sistemas, resulta de mayor utilidad el empleo de métodos diferentes de valoración (Tribsch, 2004; Linder, 2000; García-Barros *et al.*, 2002). En el presente trabajo se utilizan distintas técnicas de análisis territorial para la identificación de áreas de endemidad en el noroeste de la Península Ibérica, a partir de la distribución conocida de plantas endémicas. El principal objetivo es identificar las áreas de endemidad en tal territorio, así como definir las características que definen cada una de ellas, como herramienta para la valoración de áreas de interés para la biodiversidad en estos territorios.

2.2 Metodología

2.2.1 Área de estudio

El área de referencia utilizado en este trabajo se corresponde con las montañas de origen hercínico del noroeste peninsular, formadas por la Cordillera Cantábrica (territorio Orocantábrico) y las montañas galaico-leonesas. El área de estudio se definió a partir de un polígono que envolviera todas las zonas de este territorio con altitudes superiores a los 1600 metros (Figura 2-1) con el fin de incluir los principales macizos montañosos. Dicho polígono se dividió en función de las cuadrículas UTM (*Universal Transversal Mercator*) de 10x10 kilómetros (en adelante, cUTM), las cuales fueron utilizadas como unidades geográficas operacionales para el análisis de la distribución de plantas endémicas, debido a que se trata de la principal referencia geográfica disponible para gran parte de la flora del territorio.

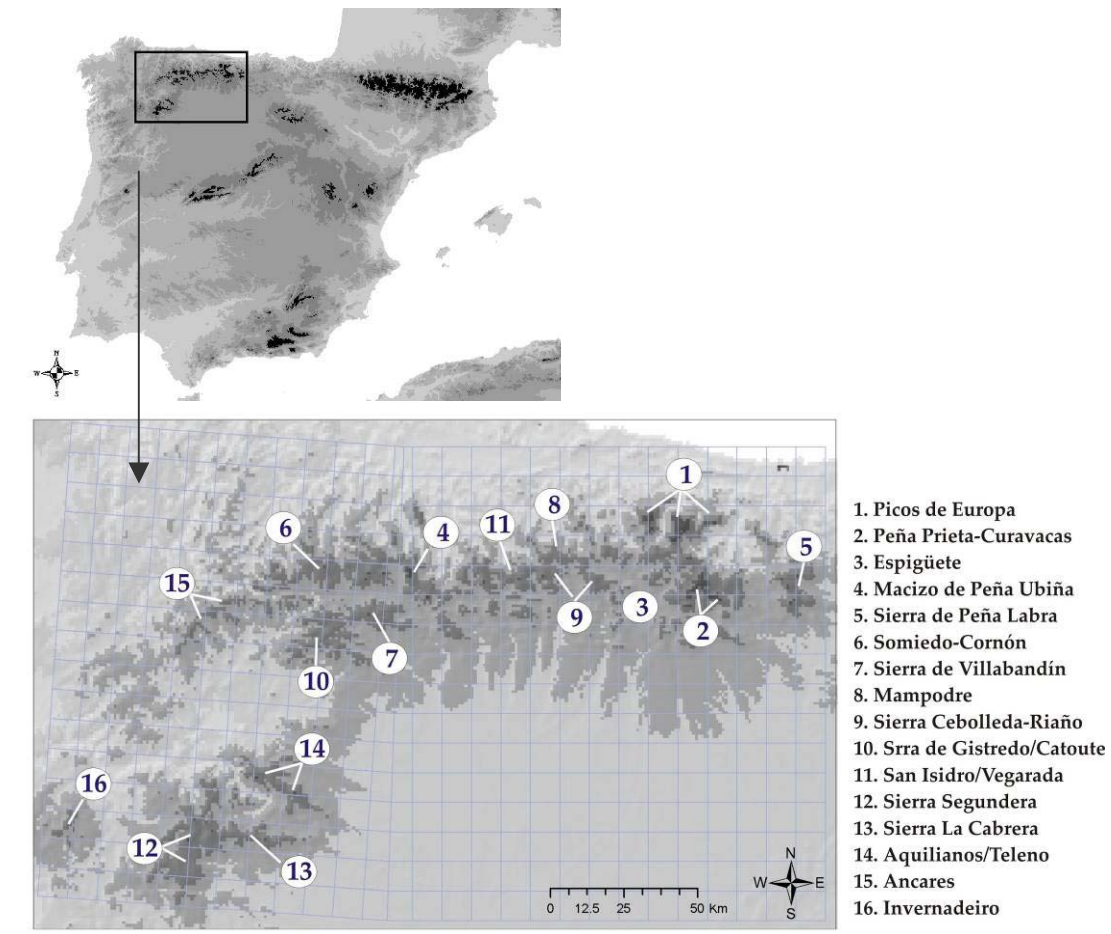


Figura 2-1. Localización del área de estudio en la Península Ibérica (figura superior), donde el color negro representa las áreas con altitudes superiores a los 1600 metros; y principales macizos montañosos representados en el territorio (figura inferior), incluyendo las cUTM de 10x10 km utilizadas como unidades geográficas operacionales.

2.2.2 Selección de táxones y obtención de datos

El listado de la flora endémica exclusiva del área de estudio se obtuvo a partir del Atlas de Flora Prioritaria del Jardín Botánico Atlántico, cuya base de datos incorpora información corológica procedente de diferentes fuentes de ámbito nacional y regional (ver capítulo 1). En la base de datos incluida en dicho Atlas se definen tres tipos de endemismo relacionados con el área de estudio: (1) endemismos del territorio Orocantábrico (*sensu* Rivas-Martínez *et al.*, 2002); (2) endemismos *galaico-leoneses* (montes Aquilianos y sierras del Teleno, La Cabrera y Segundera), y (3) endemismos compartidos por ambos territorios.

En todos los casos, se consideró como *endémica* cualquier especie o subespecie cuya distribución conocida incluyera, al menos, el 90% de localidades en los territorios de referencia. No se han considerado unidades taxonómicas de categoría inferior (variedades, formas), así como ningún híbrido. La información corológica disponible en el Atlas de Flora Prioritaria utiliza como base de referencia inicial la información del proyecto ANTHOS (2006), si bien la distribución de las plantas incluidas ha sido revisada, incorporando nuevas citas para los táxones no reconocidos en dicha referencia, y desechando aquellas que se consideraron poco fiables, a la luz de los conocimientos actuales. Como criterio de selección, se escogieron únicamente las plantas cuya distribución se consideraba suficientemente conocida. Para ello se excluyeron los microendemismos descritos en géneros con especial dificultad taxonómica (principalmente *Alchemilla* y *Hieracium*), así como aquellos táxones para los cuales no se considera una mínima representatividad, como es el caso de plantas de reciente descripción. La información corológica disponible fue finalmente tratada para su utilización en un Sistema de Información Geográfica, definiendo un campo homogéneo en la base datos con referencia a la cUTM de 10x10 km de lado.

2.2.3 Análisis de datos

Fueron seleccionadas todas aquellas cUTM del territorio con presencia de, al menos, una de las plantas endémicas consideradas. Con los datos correspondientes a la flora endémica de cada una de ellas se realizaron tres análisis: (1) valoración de la riqueza total y el grado de estenocoria de las plantas endémicas presentes en cada cUTM; (2) identificación de relaciones cladísticas entre cUTM, en función de la presencia de endemismos compartidos mediante un análisis de parsimonia; y (3) grado de agrupamiento de las cUTM en base a su similitud en plantas endémicas, mediante un análisis multivariante.

Se estimó la riqueza de plantas endémicas (RE) de cada cUTM, como el número de endemismos presentes. Con el fin de establecer áreas de endemidad especialmente ricas en plantas de reducida distribución, se calculó un valor ponderado de endemidad (VPE) para cada cUTM (Crisp *et al.*, 2001). Para ello se creó un índice de estenocoria (IE) para cada taxon, asignando un valor inversamente proporcional al número de cuadrículas (N) en las que está presente ($1/N$). El VPE para cada cUTM se obtuvo sumando el valor del índice de estenocoria de todas las plantas presentes en cada cuadrícula. Los valores de RE y VEP de cada cUTM fueron comparados con la altitud, la diversidad geológica y la incidencia del último periodo glacial en el territorio, mediante regresión lineal simple. Se utilizó el modelo digital del terreno (MDT) del territorio (resolución de 1x1 km) para calcular la altitud máxima y el rango medio de altitud de cada cUTM. La diversidad geológica se calculó mediante

la suma del número de unidades diferentes indicadas por el mapa geológico digital de España (IGN, 1992) para cada cUTM. También se creó un mapa de extensión máxima de la última glaciación, a partir de diferentes estudios geomorfológicos sobre el territorio (Frochoso & Castañón, 1994; Alonso, 1997; Valcárcel Díaz, 2001), definiendo dos variables para cada cUTM: la presencia/ausencia de huellas glaciares y, en el caso de cUTM con presencia de dichas huellas, la altitud mínima alcanzada por el frente glaciar. Posteriormente se analizó la correlación espacial entre los valores de RE y VPE obtenidos para cada cUTM, con el fin de detectar áreas de endemidad. Para ello se aplicaron dos algoritmos de autocorrelación que comparan los valores de cada cUTM en relación con los de las cuadrículas de su entorno: (1) el índice local de Moran (I) (Anselin, 1995) y (2) el análisis de *hotspot* (G_i^*) (Getis & Ord, 1996). El índice I de Moran permite definir un valor de significación estadística (Z) en función de la relación de los valores de un punto con los puntos más próximos. Por su parte, el índice G_i^* agrupa unidades geográficas en función de la desviación de un valor de referencia respecto de la media, permitiendo así definir áreas con valores semejantes. Ambos análisis se realizaron utilizando la herramienta *Spatial Statistics* del programa ArcGIS 9.0, creando automáticamente puntos en los centroides de cada cUTM analizada.

El análisis de parsimonia de endemismos (PAE) se aplicó siguiendo la metodología estandarizada por Morrone & Crisci (1995). Este método, aplicado a partir de los análisis filogenéticos de parsimonia, se considera como una de las principales técnicas de biogeografía histórica (Lomolino, 2005), y se basa en la premisa de que dos áreas que comparten una planta endémica tienen alta probabilidad de haber tenido conexiones históricas (Morrone & Crisci, 1995). El análisis PAE ha planteado controversias sobre la interpretación de sus resultados, debido a que no considera las relaciones filogenéticas entre las plantas estudiadas (García-Barros *et al.*, 2002); no obstante, pueden aceptarse dos condiciones básicas, que permitan interpretar de forma correcta los resultados obtenidos (Brooks & van Veller, 2003), y que pueden ser aceptadas en este estudio: (1) los endemismos originados por vicarianza deben superar los casos de dispersión, y ofrecer un bajo índice de especiación; y (2) los casos en que una especie está ausente de un área deben deberse principalmente a que dicha especie nunca estuvo allí, más que a procesos de extinción local. Por último se creó una matriz de presencia/ausencia para los táxones (filas) y las cUTM (columnas), la cual fue tratada mediante el método de parsimonia de Wagner, utilizando el programa PHYLIP (Felsenstein, 2005). Siguiendo la metodología básica del PAE, se incluyó un ancestro hipotético con datos de ausencia para todas las plantas. Los clados de parsimonia se unificaron en un árbol consenso, que sirvió como referencia para agrupar las cUTM en áreas de endemidad.

La matriz de presencia/ausencia de las plantas endémicas presentes en cada cUTM fue posteriormente analizada a partir de sistemas de clasificación multivariante, los cuales suelen aplicarse, en sus diversas variantes, en biogeografía espacial (Ojeda *et al.*, 1998; Bibby *et al.*, 1992; Moreno Saíz *et al.*, 1998). En este caso se utilizó el análisis TWINSPLAN (*Twin Indicator Species Analysis*, cf. Hill, 1979), con el objetivo de obtener grupos de cUTM mediante divisiones no jerárquicas, e interpretarlos como áreas de endemidad. Como medida de fidelidad de cada planta a los grupos y subgrupos generados por TWINSPLAN se utilizó el coeficiente *Phi*, medida de significación estadística similar a la prueba Chi-cuadrado (Sokal & Rohlf, 1995).

2.3 Resultados

2.3.1 Distribución de las plantas endémicas seleccionadas

Se seleccionaron 75 plantas endémicas del área de estudio (Tabla 2-1) para las cuales existía información georreferenciada, y que representa aproximadamente el 70% de la flora endémica conocida en el territorio. La distribución de estas plantas es muy heterogénea, respondiendo a diferentes patrones de abundancia y rareza. Así, el número de cUTM ocupadas por las plantas seleccionadas varía desde un mínimo de 1, en el caso de las plantas más estenocoras, hasta un máximo de 68, con un valor medio de 15.83 cUTM de ocupación por planta (desv. est. = 16.40).

El número de cUTM seleccionadas como unidades de estudio operacionales, por contener al menos una de las plantas endémicas definidas, fue de 193, distribuidas en su mayor parte en las zonas montañosas y sus estribaciones. El número de endemismos por cUTM varía entre 1 y 44 (Figura 2-2). Casi la mitad de las cUTM (44.5%) presenta únicamente una o dos plantas endémicas, mientras que el 33.2% de ellas contienen entre 3 y 10 endemismos. El 22.3% de las cUTM restantes ofrecen más de 10 endemismos. La riqueza de plantas endémicas (RE) y el valor de endemidad ponderado (VEP) de cada cUTM mostraron una elevada correlación (Coef. Pearson = 0.868; $p < 0.01$), si bien los valores de VPE muestran una distribución de frecuencias con un menor número de cUTM de valores medios o altos.

Los resultados del análisis de regresión (Tabla 2-2) muestran una relación significativa de los valores de RE y VEP con todas las variables (altitud máxima, rango de altitud y presencia de glaciario durante la última glaciación) excepto la diversidad geológica. La relación entre los valores de RE y VEP con la altitud mínima alcanzada por los frentes glaciares resultó igualmente significativa ($r^2=0.296$), en las 84 cUTM para las cuales se han identificado huellas geomorfológicas de la última glaciación.

Taxon	IE		
1 <i>Alchemilla legionensis</i>	0.33	43 <i>Laserpitium latifolium</i> subsp. <i>merinoi</i>	0.5
2 <i>Alchemilla sierrae</i>	0.5	44 <i>Laserpitium nestleri</i> subsp. <i>lainzii</i>	0.5
3 <i>Allium palentinum</i>	0.06	45 <i>Leontodon farinosus</i>	0.06
4 <i>Androsace cantabrica</i>	0.13	46 <i>Narcissus leonensis</i>	0.04
5 <i>Androsace vitaliana</i> subsp. <i>flosjugorum</i>	0.08	47 <i>Nepeta cantabrica</i>	0.33
6 <i>Aquilegia pyrenaica</i> subsp. <i>discolor</i>	0.08	48 <i>Odontites asturicus</i>	0.20
7 <i>Arabis alpina</i> subsp. <i>cantabrica</i>	0.25	49 <i>Pedicularis pyrenaica</i> subsp. <i>fallax</i>	0.09
8 <i>Armeria bigerrensis</i> subsp. <i>legionensis</i>	0.05	50 <i>Petrocoptis grandiflora</i>	0.10
9 <i>Armeria cantabrica</i>	0.04	51 <i>Petrocoptis pyrenaica</i> subsp. <i>glaucifolia</i>	0.03
10 <i>Artemisia cantabrica</i>	0.20	52 <i>Petrocoptis pyrenaica</i> subsp. <i>viscosa</i>	0.20
11 <i>Campanula adsurgens</i>	0.07	53 <i>Polygala calcarea</i> subsp. <i>somedana</i>	0.11
12 <i>Campanula aroatica</i>	0.04	54 <i>Potentilla nivalis</i> subsp. <i>asturica</i>	0.10
13 <i>Campanula cantabrica</i>	0.07	55 <i>Primula pedemontana</i> subsp. <i>iberica</i>	0.5
14 <i>Campanula rotundifolia</i> subsp. <i>legionensis</i>	0.07	56 <i>Quercus orocantabrica</i>	0.02
15 <i>Centaurea janeri</i> subsp. <i>babiana</i>	0.33	57 <i>Quercus pauciradiata</i>	0.5
16 <i>Centaureum somedanum</i>	0.14	58 <i>Ranunculus alpestris</i> subsp. <i>leroyi</i>	0.13
17 <i>Cirsium eriophorum</i> subsp. <i>chodati</i>	0.05	59 <i>Ranunculus parnassifolius</i> subsp. <i>cabrerensis</i>	0.25
18 <i>Crepis albida</i> subsp. <i>asturica</i>	0.02	60 <i>Ranunculus parnassifolius</i> subsp. <i>muniellensis</i>	1
19 <i>Cytisus cantabricus</i>	0.02	61 <i>Rhamnus pumila</i> subsp. <i>legionensis</i>	1
20 <i>Dianthus langeanus</i>	0.03	62 <i>Salix breviserrata</i> subsp. <i>fontqueri</i>	0.20
21 <i>Draba cantabriae</i> subsp. <i>cantabriae</i>	0.05	63 <i>Salix hastatella</i> subsp. <i>picoeuropeana</i>	1
22 <i>Draba cantabriae</i> subsp. <i>izcoi</i>	0.05	64 <i>Saxifraga aretioides</i> subsp. <i>felineri</i>	0.25
23 <i>Draba diazii</i>	0.04	65 <i>Saxifraga babiana</i>	0.09
24 <i>Echium asturicum</i>	0.20	66 <i>Saxifraga canaliculata</i>	0.02
25 <i>Erigeron uniflorus</i> subsp. <i>picoeuropeanus</i>	0.33	67 <i>Saxifraga conifera</i>	0.02
26 <i>Erysimum cantabricum</i>	0.09	68 <i>Sempervivum cantabricum</i>	0.03
27 <i>Erysimum duriaei</i>	0.05	69 <i>Sesamoides minor</i>	0.17
28 <i>Erysimum mayorii</i>	0.08	70 <i>Sideritis lurida</i>	1
29 <i>Festuca burnatii</i>	0.03	71 <i>Soldanella alpina</i> subsp. <i>cantabrica</i>	0.5
30 <i>Festuca picoeuropeana</i>	0.33	72 <i>Veronica mampodrensis</i>	0.06
31 <i>Genista legionensis</i>	0.02	73 <i>Veronica nummularia</i> subsp. <i>cantabrica</i>	1
32 <i>Genista obtusiramea</i>	0.01	74 <i>Viola palentina</i>	0.04
33 <i>Genista sanabrensis</i>	0.07	75 <i>Viola pyrenaica</i> subsp. <i>montserrati</i>	0.20
34 <i>Geranium dolomiticum</i>	0.5		
35 <i>Geranium subargenteum</i>	0.07		
36 <i>Helianthemum croceum</i> subsp. <i>cantabricum</i>	0.03		
37 <i>Helianthemum urriellense</i>	0.11		
38 <i>Homogyne alpina</i> subsp. <i>cantabrica</i>	0.08		
39 <i>Iberis carnosa</i> subsp. <i>lereschiana</i>	0.25		
40 <i>Jasione cavanillesi</i>	0.13		
41 <i>Jasione crispa</i> subsp. <i>brevisepala</i>	0.04		
42 <i>Juncus balticus</i> subsp. <i>cantabricus</i>	0.5		

Tabla 2-1. Plantas endémicas seleccionadas, y valor del índice de estenocoria (IE) asignado a cada una de ellas, como resultado del cociente 1/ N (N= número de cUTM ocupado por cada endemismo).

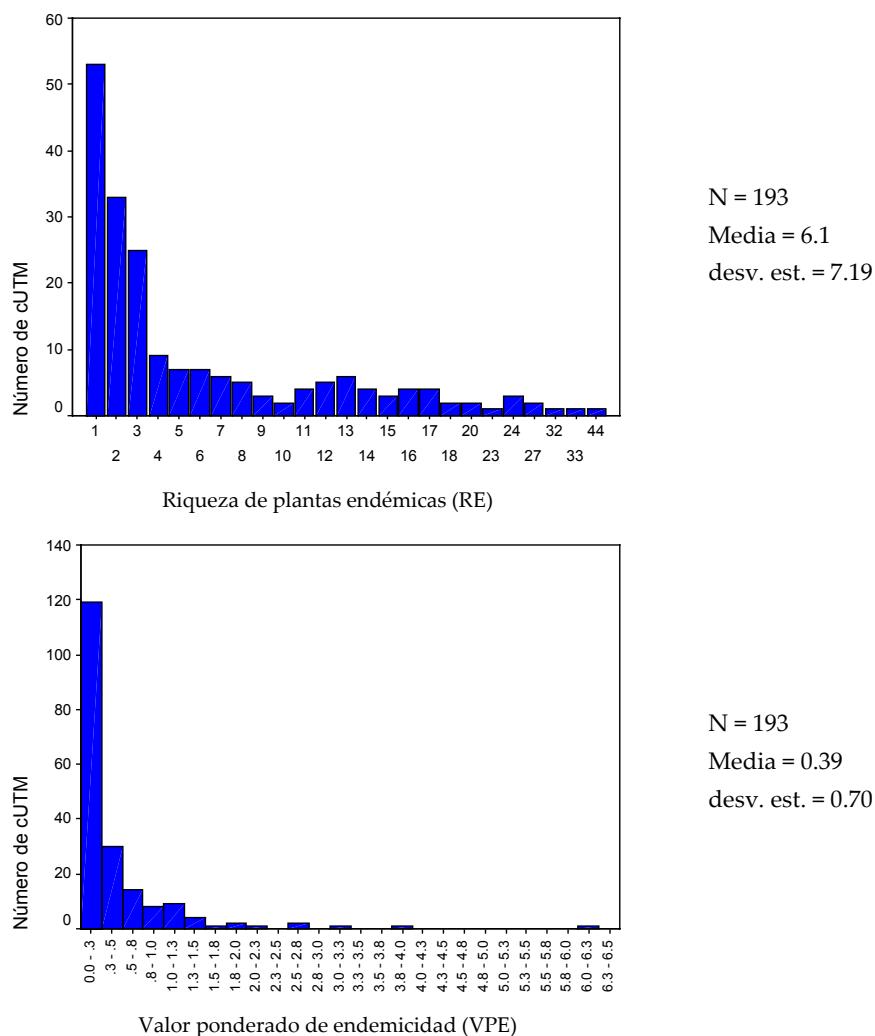


Figura 2-2. Distribución de los valores de riqueza de endemismos (RE) y de endemidad ponderada (VEP) para las 193 cuadrículas UTM seleccionadas.

Variable	RE (r^2)	VEP (r^2)
Altitud máxima (N=193)	0.323***	0.218***
Rango de altitud = desv. est. (N=193)	0.281***	0.165***
Diversidad geológica (N=193)	0.001 ^{ns}	0.003 ^{ns}
Presencia / Ausencia glaciario (N=193)	0.255***	0.138***
Límite inferior frente glaciar Máx glac. (N=84)	0.270***	0.296***

Tabla 2-2. Valores de correlación (r^2) obtenidos mediante regresión lineal, entre la riqueza de endemismos (RE) y el valor de endemidad ponderado (VEP) de cada cUTM. Se indican con *** los valores significativos a un nivel $p < 0.001$, y como ^{ns} los valores no significativos.

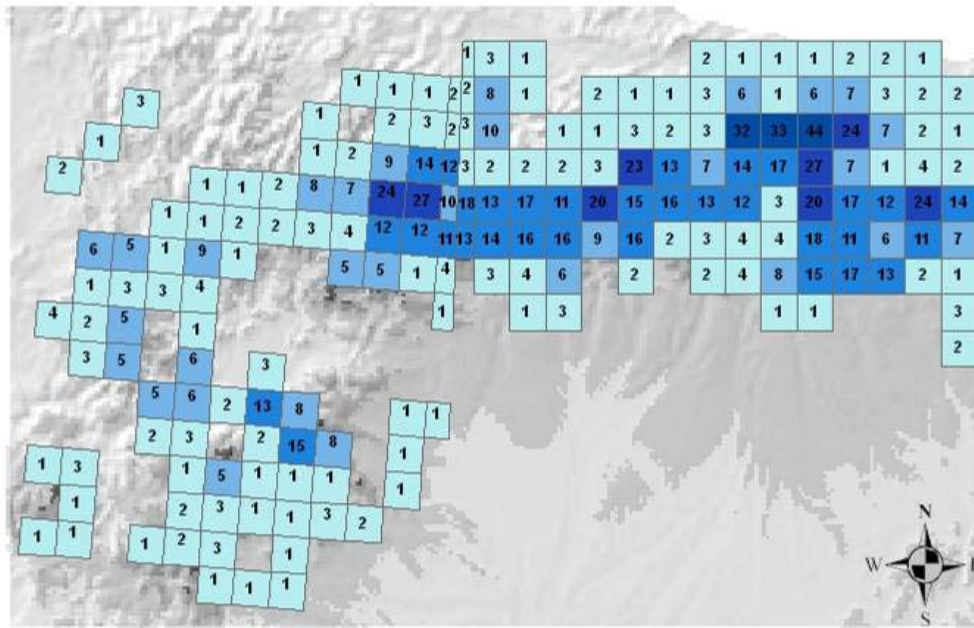


Figura 2-3. Riqueza de endemismos (RE) o número total de plantas endémicas por cada cUTM. Los colores más intensos indican un mayor número de plantas endémicas por cuadrícula

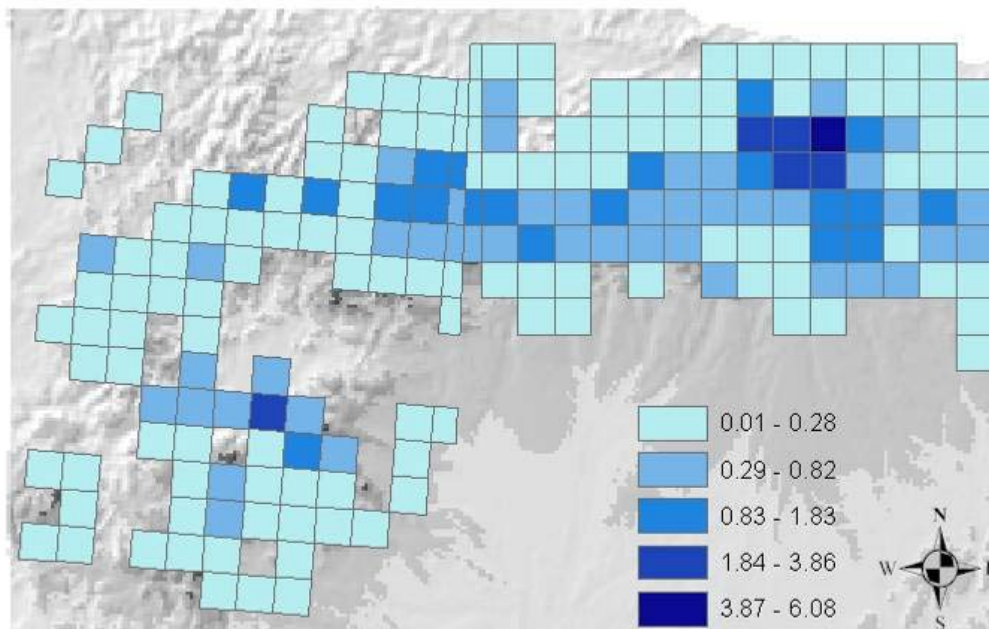


Figura 2-4. Valor de endemidad ponderado (VEP) para cada cUTM, obtenido a partir de la suma de los índices de estenocoria (IE) en las plantas endémicas presentes (ver Tabla 2-1).

2.3.2 Correlación espacial

Los análisis de correlación espacial permitieron establecer grupos de cUTM a partir de la semejanza de los valores de endemismo (RE y VPE). Con el fin de seleccionar únicamente áreas con alta correlación espacial, se definió un intervalo de confianza del 95% para el valor de significación estadística definido en ambos casos (Figura 2-5). El índice local de Moran resultó más restrictivo que el análisis de hotspots (G_i^*) en cuanto al número de cUTM agrupadas, si bien en ambos casos se definieron dos áreas principales de agrupamiento y por lo tanto de alta correlación espacial: una más amplia, en el noreste del área de estudio, y otra en las montañas sur-occidentales, de menor extensión.

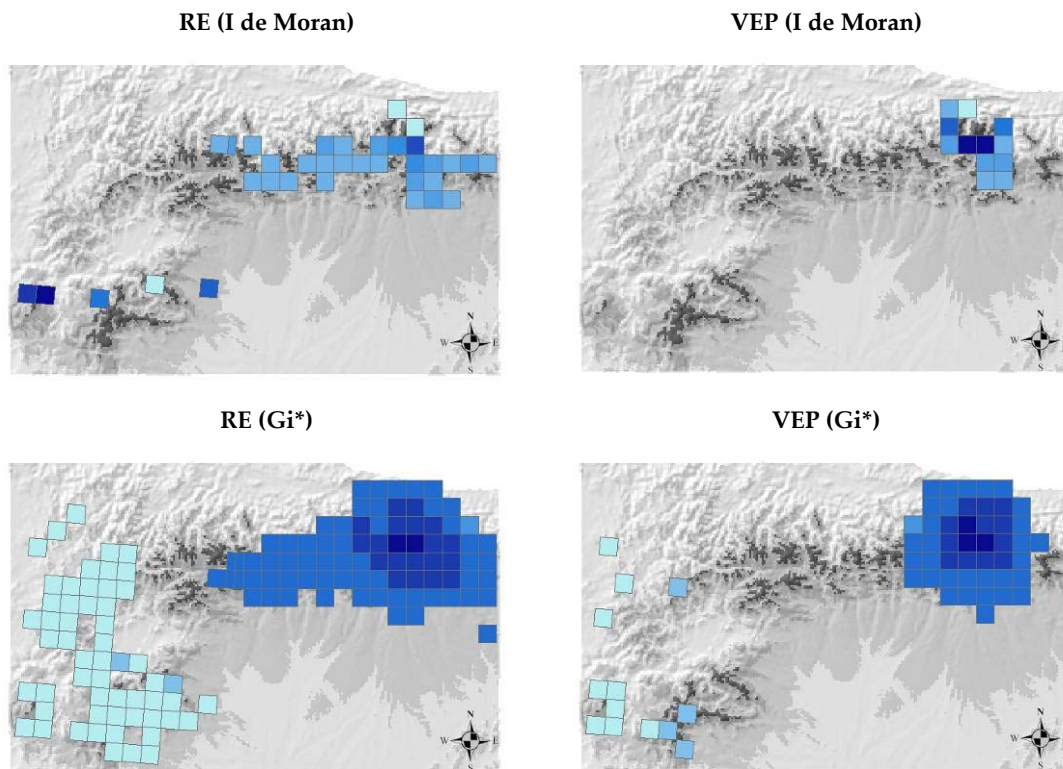


Figura 2-5. Áreas de endemismo definidas en función de los valores de correlación espacial de RE (riqueza de plantas endémicas) y VEP (valor de endemismo ponderado), a partir del análisis del índice local de Moran (I de Moran) y el análisis de hotspot (G_i^*). En todos los casos se representan las cUTM con un valor significativo de Z (intervalo de confianza del 95%). Una mayor intensidad de color indica un valor más alto de Z, y por tanto una mayor correlación espacial de los valores de endemismo, para cada cUTM.

2.3.3 Análisis de parsimonia de endemismos (PAE)

El análisis de parsimonia (PAE) identificó 97 posibles ramificaciones cladísticas para las 193 cUTM, en función de las relaciones de origen común estimadas a partir de las plantas endémicas presentes en cada una. A partir del árbol consenso (Figura 2-7) obtenido de dichos cladogramas, se obtuvo un filograma único de alta parsimonia, en el cual pueden identificarse 6 grupos principales, los cuales aglutinan la mayor parte de las cUTM (Figura 2-6). Siguiendo la metodología estándar de los análisis PAE, el filograma obtenido permite interpretar la relación histórica entre los grupos a partir de su situación en el filograma, desestimando las unidades (cUTM) aisladas de los cladogramas principales. El grupo PAE-1 representa un conjunto de cUTM relacionadas entre sí, si bien con una escasa relación con el resto de grupos (PAE-2 a PAE-6), diferenciándose además por ocupar las áreas menos montañosas del territorio. El grupo PAE-2 representa el eslabón con el clado que aglutina el mayor número de cUTM, formado por los grupos PAE-3 a PAE-6 (ver Figura 2-7). Estos dos grupos definen áreas de endemismo estrechamente relacionadas entre sí, y ocupan las principales zonas montañosas del área de estudio.

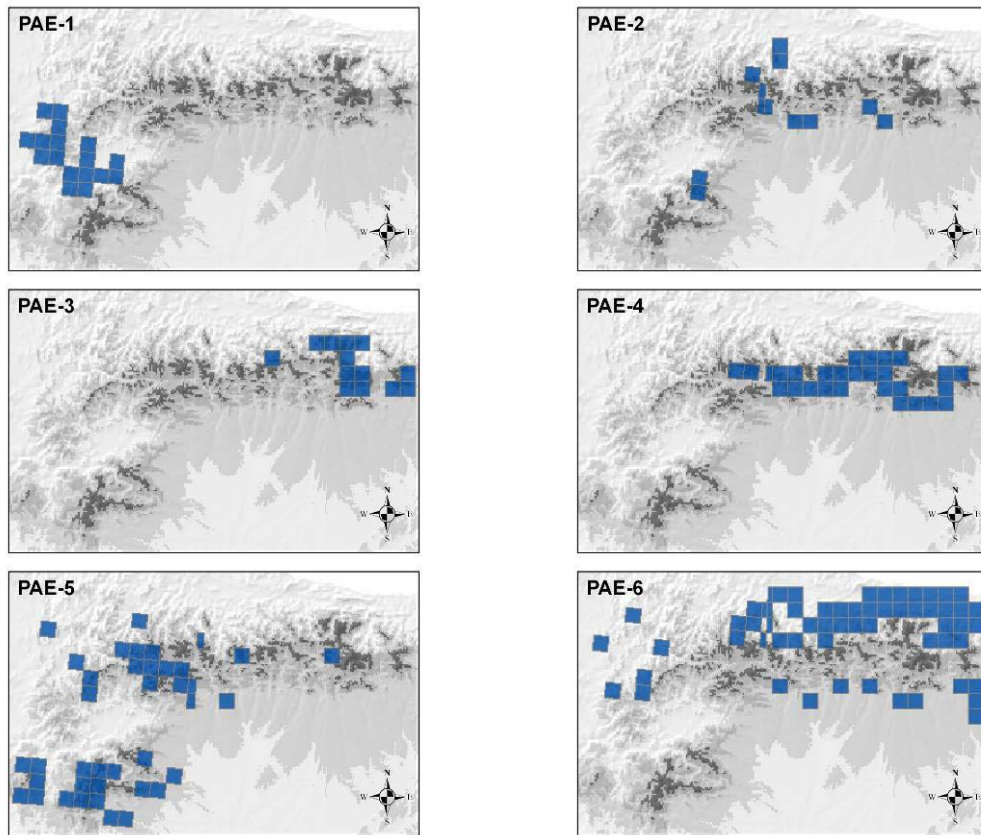


Figura 2-6. Distribución de las cUTM incluidas en los principales grupos reconocidos en el análisis de parsimonia de endemismos (PAE). Las relaciones entre ellos se indican en la Figura 2-7.

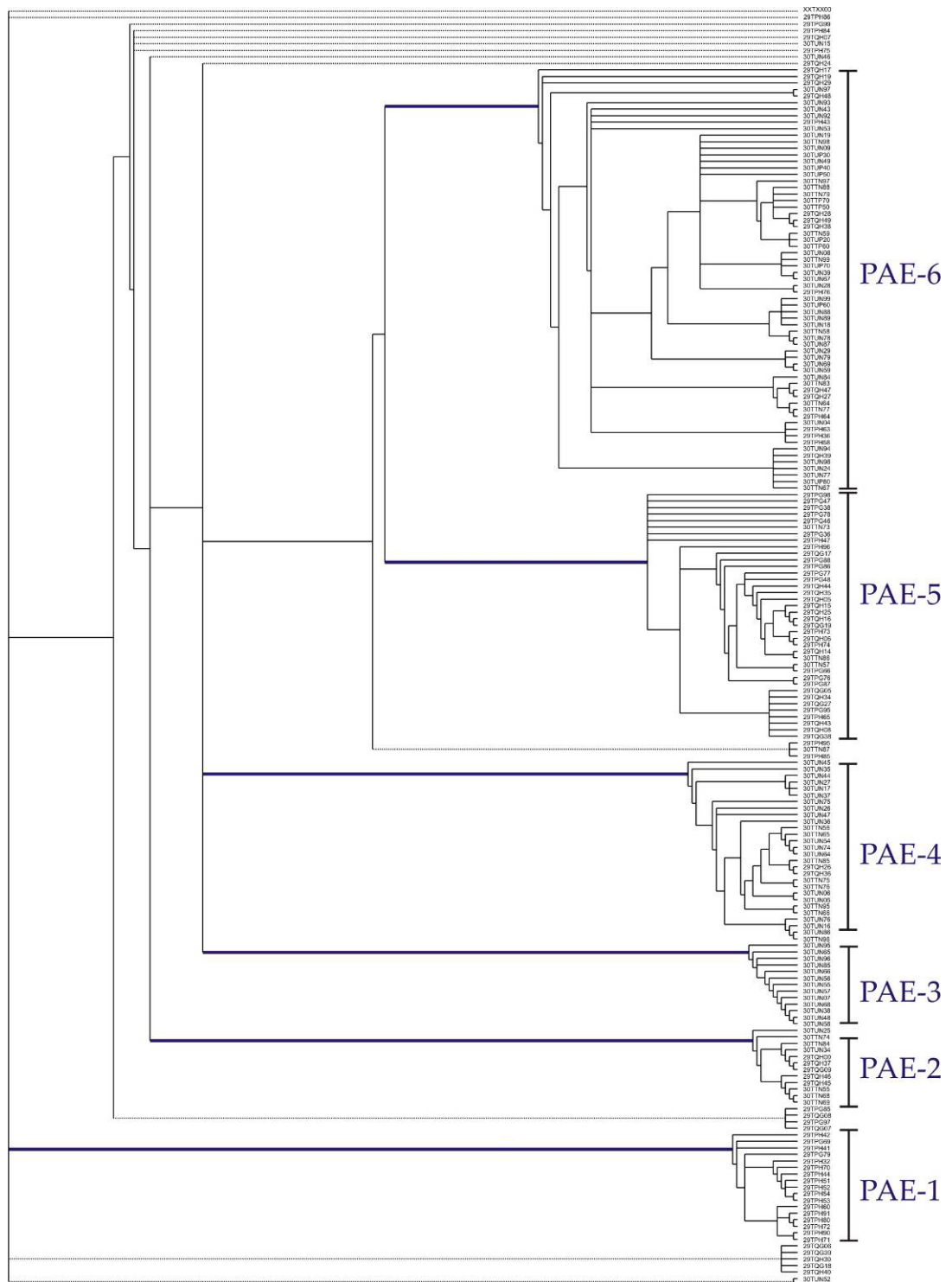
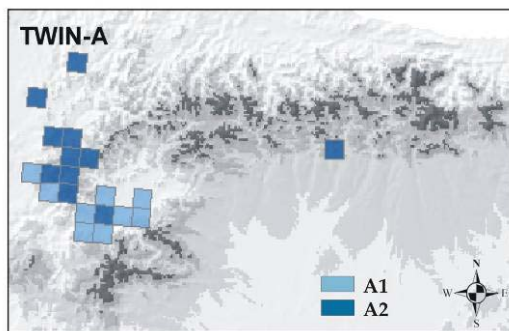


Figura 2-7. Árbol consenso obtenido a partir de los cladogramas definidos en el Análisis de Parsimonia de Endemismos. Se indican los 4 principales grupos de cUTM definidos como áreas de endemismos (AE), cuya distribución se muestra en la Figura 2-6.

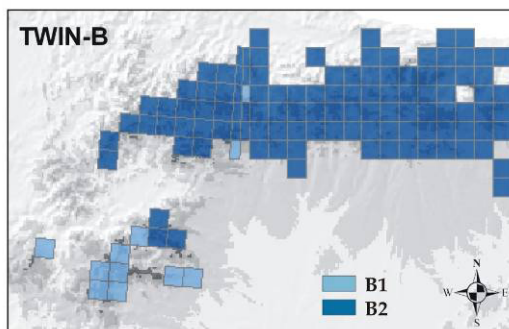
2.3.4 Clasificación TWINSPAN

Los dos grupos principales definidos por el análisis TWINSPAN, en función de la presencia o ausencia de plantas endémicas (Figura 2-8), discriminan un reducido número de cUTM del área occidental (TWIN-A) de las áreas más montañosas del territorio (TWIN-B), las cuales incluyen más del 80% del total de cUTM estudiadas. Una segunda clasificación permite subdividir ambos grupos, discriminando, en el caso del grupo TWIN-B, un núcleo principal (TWIN-B1) que agrupa la mayor parte de las cUTM de la Cordillera Cantábrica, junto a un reducido número de cUTM, correspondientes a los afloramientos calcáreos de las montañas suroccidentales del territorio (Figura 2-8). El núcleo principal de cUTM (TWIN-B1) fue sometido a un nuevo proceso de clasificación TWINSPAN (Figura 2-9), mediante el cual se definió un grupo uniforme que incluye la mayor parte de la vertiente norte del eje de la Cordillera Cantábrica (TWIN-B1a), y un segundo grupo de cUTM distribuido por el eje central y meridional, para el cual pueden identificarse, a su vez, tres subdivisiones (Figura 2-9).



TWIN-A: *Campanula adsurgens* (59.9); *Petrocoptis viscosa* (57.3); *Leontodon farinosus* (52.4); *Petrocoptis grandiflora* (36.6)

A1: *Crepis albida* subsp. *asturica* (65.5); *Leontodon farinosus* (62.4); *Campanula adsurgens* (62.4); *Petrocoptis grandiflora* (50); *Helianthemum croceum* subsp. *cantabricum* (50); *Cirsium eriophorum* subsp. *chodatii* (36.9); *Petrocoptis viscosa* (33.3); **A2:** *Dianthus langeanus* (81.6)



TWIN-B: *Quercus orocantabrica* (30.9); *Saxifraga canaliculata* (28.3); *Genista obtusiramea* (27.7); *Cytisus cantabricus* (27.6)

B1: *Genista sanabrensis* (64.3); *Sesamoides minor* (27.1); **B2:** *Saxifraga canaliculata* (37.6); *Quercus orocantabrica* (37.1); *Cytisus cantabricus* (35.4); *Genista legionensis* (29.8); *Saxifraga conifera* (28.9); *Petrocoptis pyrenaica* subsp. *glaucifolia* (27.9); *Festuca burnatii* (26.4); *Genista obtusiramea* (25.6)

Figura 2-8. Distribución de las cUTM definidas en los dos grupos principales del análisis TWINSPAN (se han excluido, por razones de interpretación gráfica, las cUTM con una única planta endémica). Se indican las principales especies diagnósticas de cada grupo o subgrupo, así como los valores de fidelidad >25 obtenidos a partir del coeficiente *Phi*.

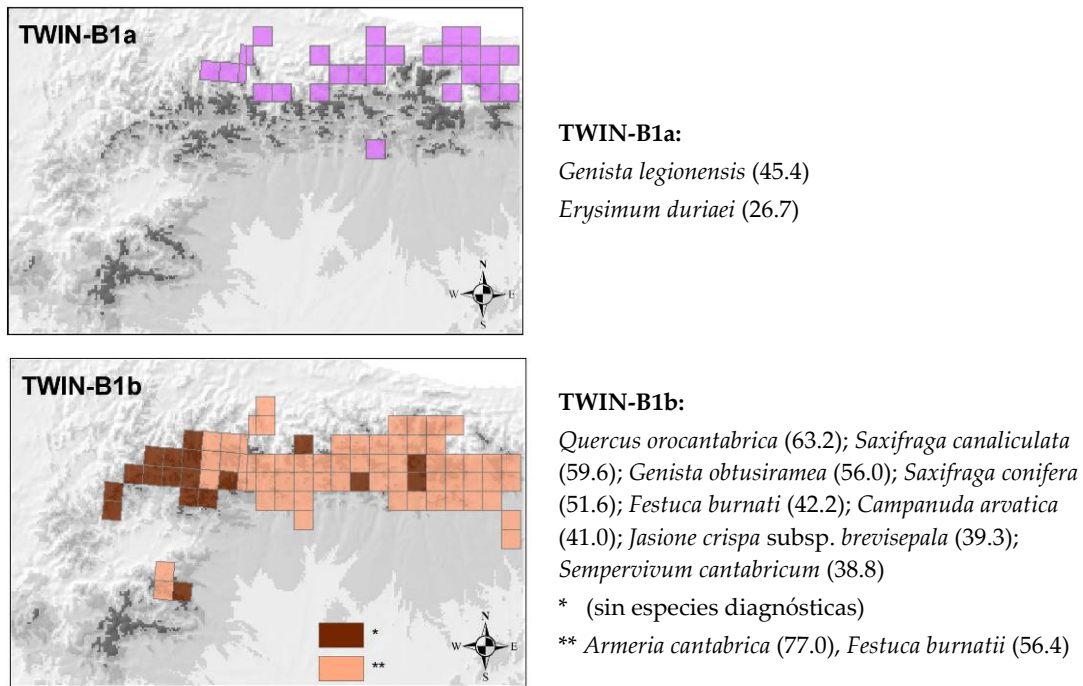


Figura 2-9. Distribución de las cUTM incluidas en las subdivisiones del grupo TWIN-B1 definido por el análisis TWINSpan de la Figura 2-8 (se han excluido, por razones de interpretación gráfica, las cUTM con una única planta endémica). Se indican las principales especies diagnósticas de cada grupo o subgrupo, así como los valores de fidelidad obtenidos a partir del coeficiente $\Phi > 25$.

2.4. Conclusiones y discusión

2.4.1 Áreas de endemidad

La definición de áreas de endemidad en el territorio de estudio, a partir de los resultados obtenidos, debe tener en cuenta las limitaciones intrínsecas a los datos empleados, ya que la ausencia de plantas endémicas en determinadas cUTM puede ser consecuencia de la falta de prospección del territorio, o la carencia de datos, más que a una ausencia real de las mismas. Aún considerando que la utilización de información incompleta es común a la hora de trabajar con recopilaciones corológicas (Hortal, 2004), en el caso de plantas raras de montaña esta limitación puede considerarse, sin embargo, de menor relevancia, debido al especial interés que éstas suscitan, así como a la mayor prospección botánica que, en general, se atribuye a las cumbres montañosas, principal reducto de plantas endémicas. Teniendo ello en cuenta, la definición de áreas de endemidad en el área de estudio se ha interpretado en el sentido básico de aquellas áreas (en este caso, conjuntos de cUTM) que comparten 2 ó más plantas endémicas, y entre las cuales pueden establecerse

ciertos grados de relación o similitud basados en la distribución de dichas plantas (Morrone & Crisci, 1995; Lomolino, 2005). Mientras que los valores de riqueza total (RE) y ponderada (VEP) de endemismos permiten definir las áreas con una mayor acumulación de plantas endémicas, los análisis de parsimonia (PAE) y multivariante (TWINSPAN) realizados permiten definir grupos de cUTM basados en la interpretación de un posible origen común (en el caso del PAE) o del grado de similitud en su endemoflora (TWINSPAN). Se han establecido 6 áreas de endemidad principales en el territorio (Figura 2-10), cuyas características generales se indican en la Tabla 2-3. Las áreas de endemidad se han delimitado tomando como referencia la distribución de grupos de cUTM en los diferentes análisis realizados, y han sido numeradas, en sentido descendente, en función del número medio de plantas endémicas presentes en cada una.

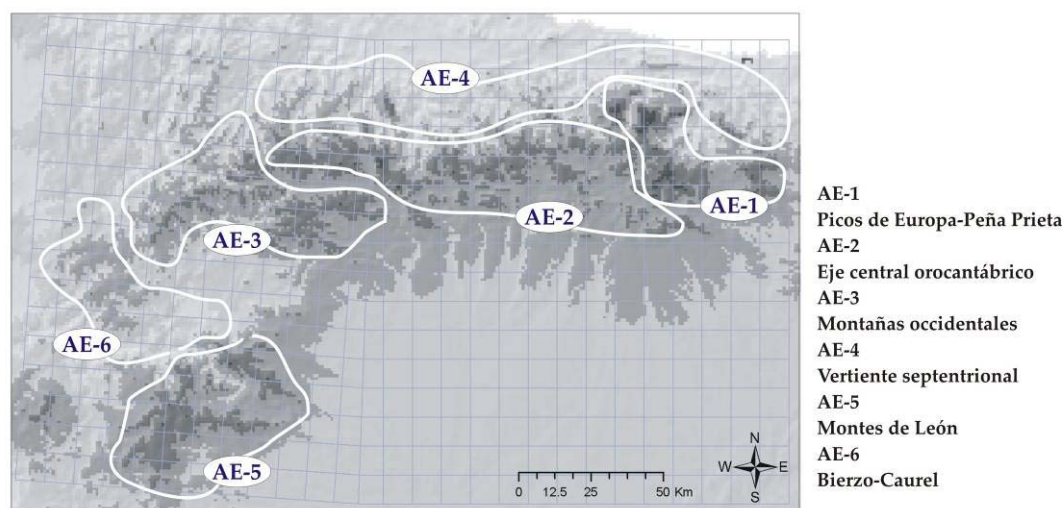


Figura 2-10. Principales áreas de endemidad identificadas en el área de estudio.

AE	Nº endemismos	Altitud media	Ca/Si	Bioclima
AE-1	58	1436	70/30	Eurosiberiano
AE-2	55	1436	50/50	Eurosiberiano
AE-3	38	1277	0/100	Eurosiberiano
AE-4	34	774	50/50	Eurosiberiano
AE-5	20	1331	50/50	Mediterráneo
AE-6	16	846	30/70	Medit./Eurosib.

Tabla 2-3. Características generales de las 6 áreas de endemidad definidas, en función del número de endemismos presentes en cada una de ellas (considerando las 75 plantas utilizadas), la altitud media, el % aproximado de materiales calcáreos / silíceos (Ca/Si) y el Bioclima dominante en cada una.

2.4.2 Patrones espaciales de endemidad

La altitud puede considerarse como el principal factor relacionado con la riqueza de plantas endémicas en el área de estudio inicialmente considerado, lo que produce que las áreas de endemismos se localicen principalmente en las zonas más montañosas del territorio.

En el caso de la Cordillera Cantábrica, la acusada disimetría norte/sur se manifiesta de modo tal que la zona centro-meridional contiene cotas más elevadas (incluyendo las denominadas *sierras meridionales*), y por tanto un mayor número de plantas endémicas de alta montaña. La elevada insolación media de estas áreas, en contraposición al clima oceánico dominante en la vertiente norte, podría además favorecer la especiación de plantas endémicas, gracias al efecto de la insolación diferencial en las cumbres, tal y como ha sido descrito en otras regiones montañosas del ámbito alpino con influencia mediterránea (Ozenda, 1985; Tribsch, 2004).

Por otro lado, la mayor parte de los macizos montañosos del territorio que sobrepasan los 1600 metros de altitud muestran huellas de las glaciaciones pleistocénicas, identificadas en 46 de las 193 cUTM estudiadas (Figura 2-11). La relación directa entre la intensidad del glaciario en estas áreas (alcance del frente glaciar) y los valores de endemidad permite considerar el efecto del glaciario como un factor complementario al de la altitud, a la hora de interpretar la distribución de la riqueza de endemismos en el área de estudio. La implicación de las glaciaciones en las tasas de endemidad de las montañas alpinas y su relación con la abundancia de litologías calcáreas suele interpretarse como consecuencia de la mayor erosión que éstas sufren, dando lugar a una gran heterogeneidad del relieve y a una mayor disponibilidad de nichos ecológicos para el refugio de plantas (Tribsch & Schonswetter, 2003).

En el área de estudio, la abundancia de litologías calcáreas en el área central y oriental, junto a una mayor intensidad de las glaciaciones, pueden considerarse entre los principales factores relacionados con los altos valores de endemidad de las áreas AE-1 y AE-2, que se vería además favorecida por la mayor riqueza florística tradicionalmente atribuida a las áreas ricas en litologías calcáreas. En comparación con otras montañas alpinas, los glaciares cantábricos ocuparon una reducida extensión, con numerosos espacios intermedios y grandes áreas libres de hielos, lo que favorecería la presencia de refugios para la flora de montaña. De hecho, el efecto del glaciario del periodo Würm sobre el territorio (Figura 2-11) se caracteriza por la mayor influencia oceánica a que se vieron sometidas las montañas centrales y orientales, donde los frentes glaciares llegaron a cotas de entre 600 y 1300 metros,

frente a los 1600/1700 metros de las áreas menos oceánicas de la zona occidental (Frochoso & Castañón, 1992).

En resumen, puede concluirse que los principales factores relacionados con altos valores de los índices de endemidad en las montañas del NO peninsular se deben a la interacción de tres causas principales: (1) la abundancia de áreas de elevada altitud y alta insolación; (2) la dominancia de litologías de naturaleza calcárea; y (3) un mayor impacto de las glaciaciones pleistocénicas en las montañas centrales y orientales, de mayor influencia oceánica, y el efecto diferencial de las mismas sobre los macizos calcáreos.

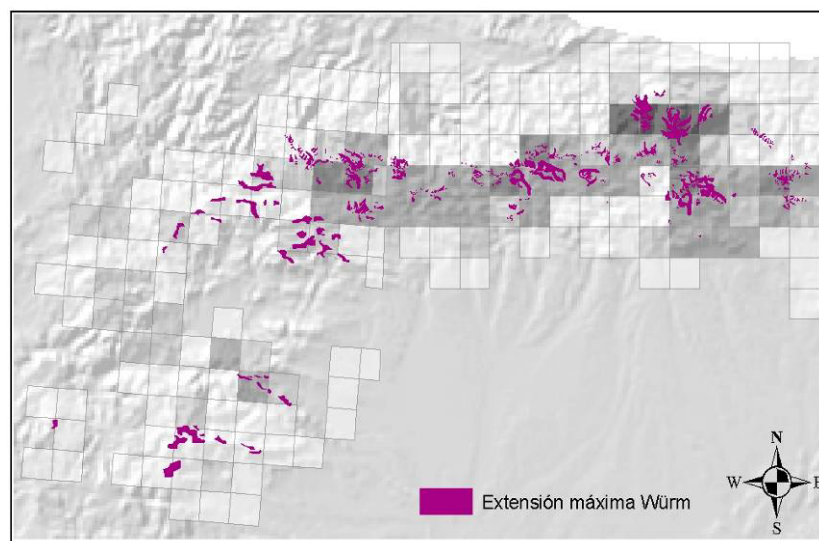


Figura 2-11. Extensión máxima del glaciario en la Cordillera Cantábrica durante el periodo Würm. Digitalizado a partir de Frechoso & Castañón (1994); Alonso (1997) y Valcárcel (2001). Los tonos más oscuros de las cUTM indican valores más altos en la riqueza total de plantas endémicas.

2.4.3 Conexiones biogeográficas

Las conexiones definidas entre las áreas de endemidad (AE), a partir de los análisis PAE y TWINSPLAN, resultan coherentes con la interpretación de una unidad propia de biogeografía histórica en el conjunto del área de estudio, señalada en análisis genéricos sobre las áreas de endemidad de la Península Ibérica (Moreno Saíz & Saínez Ollero, 1997; Moreno Saíz *et al.*, 1998; García-Barros *et al.*, 2002). Los resultados obtenidos en este trabajo ofrecen, sin embargo, la posibilidad de establecer el grado de relación entre las diferentes AE del territorio, situadas en la transición biogeográfica del ámbito mediterráneo (AE-5 y AE-6) y eurosiberiano (AE-1, AE-2, AE-3 y AE-4).

Las dos principales áreas de endemidad identificadas (AE-1 y AE-2) se corresponden con el eje principal de la Cordillera Cantábrica, territorio bien diferenciado desde un punto de vista orográfico, y reconocido como uno de los centros *exportadores* de endemismos de la endemoflora ibérica (Hernández Bermejo & Sainz Ollero, 1984). La estrecha relación entre estas áreas ha podido ser identificada en todos los análisis realizados, y puede interpretarse a partir de unas características ambientales comunes, albergando además las montañas de mayor altitud e insolación del área de estudio. A pesar de su estrecha relación, la diferenciación de dos áreas de endemidad se basa en la división del análisis PAE (PAE-3 y PAE-4 en la Figura 2-6) y en la subdivisión final del análisis TWINSPAN (dentro del grupo TWIN-B1b, no mostrada en la figura). El área AE-1 muestra, además, unos valores especialmente altos en su riqueza de plantas endémicas (Tabla 2-3), siendo además un territorio caracterizado por la presencia de endemismos exclusivos, como *Helianthemum urriense*, *Saxifraga aretioides* subsp. *felineri* o *Androsace cantabrica*. Sin embargo, la delimitación precisa de las relaciones biogeográficas entre la flora endémica de AE-1 y AE-2 está supeditada a un análisis con mayor detalle de escala, y que tome en cuenta la distribución exacta de las plantas consideradas, así como la heterogeneidad litológica y climática del territorio.

A pesar de formar parte del territorio Orocantábrico (*sensu* Rivas-Martínez *et al.*, 1984, 2002), el área correspondiente a la vertiente septentrional de la Cordillera Cantábrica (AE-4) representa un territorio con menor altitud media, lo que conlleva la ausencia de endemismos orófilos y, en consecuencia, su diferenciación respecto al resto de unidades del territorio, en función de los análisis realizados. Sin embargo, el hecho de no haber considerado plantas endémicas del ámbito atlántico, y en especial aquellas con una distribución pirenaico-cantábrica en sentido amplio (i.e., incluyendo el área vasco-cantábrica), podría infravalorar el interés de este territorio desde el punto de vista de su endemoflora.

Por otro lado, la conexión entre el eje principal orocantábrico (AE-2), las montañas occidentales (AE-3) y los montes de León (AE-5) es tratada en diferente modo por los análisis PAE y TWINSPAN, lo que puede interpretarse en función de su diferente naturaleza. En ambos casos se pone de manifiesto, sin embargo, una relación biogeográfica entre la endemoflora de estas áreas de endemidad, que estaría vinculada a las afinidades florísticas detectadas en diferentes estudios (Losa, 1949; Nieto Feliner, 1983; Casaseca *et al.*, 1990), a pesar de la heterogeneidad bioclimática del territorio. Esta conexión biogeográfica se evidencia a partir de un escenario paleoclimático común relacionado con los periodos glaciares e interglaciares pleistocénicos. Así, los cambios climáticos post-glaciares, iniciados con el calentamiento brusco producido en el denominado *periodo caluroso*, hace 7000 años

(García Antón *et al.*, 2002), y la configuración posterior del clima, provocarían un aislamiento progresivo de las montañas incluidas en AE-5, actualmente bajo la influencia del clima mediterráneo. Las especiales condiciones de la alta montaña habrían permitido la permanencia de plantas de óptimo eurosiberiano, entre las cuales puede incluirse un importante número de endemismos *paleocantábricos*, entendiendo éstos como los originados antes o durante el último periodo glacial, cuando existía una importante conexión bioclimática entre ambos territorios (ej.: *Festuca burnatii*, *Androsace vitaliana* subsp. *flosjugorum*, *Armeria cantabrica*, *Spergula pourreti*, etc.).

La relación bioclimática actual entre la alta montaña de AE-5 y la Cordillera Cantábrica ha sido además evidenciada en diferentes estudios fitoclimáticos que sectorizan la Cordillera Cantábrica (Allué Andrade, 1990; Metzger *et al.*, 2005), sosteniendo la hipótesis del aislamiento climático actual de las plantas endémicas orófilas compartidas por ambos territorios. La distribución final de estas plantas está además regulada, secundariamente, por las litologías silíceas dominantes en AE-3 y AE-5, exceptuando dos cUTM correspondientes a los montes Aquilianos, y que atestiguan la conexión de AE-5 con el eje central orocantábrico (AE-2), a través de endemismos calcícolas como *Festuca burnatii* o *Armeria cantabrica* (Figura 2-9).

Las zonas de baja altitud del Bierzo-Caurel (AE-6) se han identificado, por su parte, como el área de endemidad con una menor afinidad con el resto de áreas identificadas, lo que puede ser debido a que se trata de la única área sin altitudes relevantes. Por otro lado, las plantas diferenciales definidas para este grupo en el análisis TWINSPAN (*Campanula adsurgens*, *Petrocoptis grandiflora*, *Leontodon farinosus*) señalan los afloramientos calizos de baja altitud como los principales hábitats que dan refugio a las plantas endémicas en la zona. Sin embargo, el hecho de que dichas plantas representen estirpes vicariantes de los géneros con mayor endemidad en el resto del territorio (ej.: *Petrocoptis*, *Campanula*) hace que dicha unidad pueda considerarse relacionada con el ámbito general de estudio.

2.4.4 Implicaciones para la conservación

La flora endémica representa un factor de especial interés para la elaboración de estrategias de conservación (Hernández *et al.*, 2001), especialmente en áreas de montaña, donde las plantas endémicas suelen ser además plantas raras y amenazadas (Cassaza *et al.*, 2005). Si bien la mayor parte de las áreas de endemidad definidas están actualmente protegidas, formando parte de la Red Natura 2000 como *Lugares de Interés Comunitario* (LIC), la extensión actual de esta Red hace que pueda resultar útil definir el interés para la biodiversidad de cada uno de los LIC's que la integran, aportando así información adicional para la elaboración de objetivos y

estrategias de conservación. En este sentido, las áreas de endemidad definidas en este trabajo pueden servir como referencia para la planificación territorial, especialmente en el caso de las áreas AE-1 y AE-2, las cuales albergan el principal componente de flora endémica del territorio, y donde existen, además de espacios altamente protegidos como los Picos de Europa (Parque Nacional, LIC, ZEPA y Reserva de la Biosfera), otras zonas menos reconocidas, pero igualmente valiosas en cuanto a su endemidad, como el entorno de San Glorio (zona meridional de AE-1, actualmente sometido a un proyecto de intenso desarrollo turístico).

Por otro lado, la especial ubicación de las montañas consideradas en este trabajo, en la frontera biogeográfica entre el ámbito mediterráneo y eurosiberiano, hace que el complejo de flora endémica del territorio pueda ofrecer una especial sensibilidad a los cambios climáticos, hecho que ha sido ya apuntado en relación a los posibles impactos del cambio climático en las montañas del noroeste ibérico (Moreno Rodríguez, 2005). De un modo especial, el área definida como AE5 puede estar expuesta en un mayor grado a estos efectos, debido a su aislamiento bioclimático reciente, por lo que el seguimiento periódico de la flora endémica y amenazada de este territorio debería considerarse un objetivo de conservación prioritario.

Referencias bibliográficas

- Allué-Andrade, J.L. (1990). Atlas Fitoclimático de España. Taxonomías. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. 221 pp.
- Alonso, M.V. (1997). El glaciario de la comarca de Laciana y alrededores. Zona occidental de la Cordillera Cantábrica. In: Las huellas glaciares de las montañas españolas. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela, 65-137.
- Anderson, S. (2002). Identificación de áreas importantes para las plantas (Important Plant Areas - IPA's). Resumen del manual de selección de los sitios para Europa. Plant Life Internacional.
- Anselin, L. (1995). Local Indicators of Spatial Association - LISA. *Geographical Analysis*, 27: 93-115.
- ANTHOS (2007). Sistema de información de las plantas de España. Real Jardín Botánico, CSIC - Fundación Biodiversidad. Recurso electrónico en www.anthos.es. Consulta realizada en enero de 2007.
- Bibby, C.J., Collar, N.J., Crosby, M.J., Eath, M.F., Imboden, C., Johnson, T.H., Long, A.J., Stattersfield, A.J. & Thirgood, S.J. (1992). Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation. International Council for Bird Preservation. Cambridge.
- Brooks, D.R. & van Veller, G.P. (2003). Critique of parsimony analysis of endemity as a method of historical biogeography. *Journal of Biogeography*, 30: 819-825.
- Casaseca, B., Giráldez, X., Guillén, A. & Rico, E. (1990). Manifestaciones eurosiberianas en la Sierra Segundera (prolongación del eje Pirenaico-Cantábrico). Actas del II Coloquio Internacional de botánica pirenaico-cantábrica (Jaca, 3-5 julio de 1989) Instituto de Estudios Altoaragoneses/CSIC: 111-120.
- Casazza, G., Barberis, G. & Minuto, L. (2005). Ecological characteristics and rarity of endemic plants of the Italian Maritime Alps. *Biological Conservation*, 123: 361-371.

- Crisci, J.V., Katinas, L. & Posadas, P. (2003). *Historical biogeography, An Introduction*. Harvard University Press. Cambridge, M.A.
- Crisp, M. D., Laffan, S., Linder, H. P. & Monro, A. (2001). Endemism in the Australian Flora. *Journal of Biogeography*, 28: 183-198.
- Favarger, Cl. (1956-1995). *Flore et Vegetation des Alpes. Tome I. Étage alpin*. Delachaux et Niestlé. París. (original de 1956; reeditado por Robert, P.A. en 1995).
- Felsenstein, J. (2004). PHYLIP. Phylogeny Inference Package (version 3.6) Distributed by the author. Department of Genome Sciences, University of Washington, Seattle.
- Frochoso, M. & Castañón, J.C. (1997). El relieve glaciario de la Cordillera Cantábrica. In: *Las huellas glaciares de las montañas españolas*. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela, p. 65-137.
- García Antón, M., Maldonado Ruíz, J., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H. (2002). Fitogeografía histórica de la Península Ibérica. In: Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado M.A. & Montalvo, J. -eds-. *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación, Madrid.
- García-Barros, E., Gurrea, P., Lucíañez, M.J., Cano, J.M., Munguira, M.L., Moreno, J.C., Sainz, H., Sanz, M.J. & Simón, J.C. (2002). Parsimony analysis of endemism and its application to animal and plant geographical distributions in the Ibero-Balearic region (western Mediterranean). *Journal of Biogeography*, 29: 109-124.
- Getis, A. & Ord, J.K. (1996). Local spatial statistics: an overview. In: Longley, P. & Batty, M. -eds-. *Spatial analysis: modeling in a GIS environment*. Geoinformation International. Cambridge.
- Hernández Bermejo, E. & Sainz Ollero, H. (1984). El análisis de semejanza aplicado al estudio de barreras y fronteras fitogeográficas: su aplicación a la corología y endemoflora ibéricas. *Anal. Jard. Bot. Madrid*, 40 (2): 421-432.
- Hernández, H.M, Gómez-Hinostrosa, C. & Bárcenas, R.T. (2001). Diversity, spatial arrangement and endemism of Cactaceae in the Huizache area, a hot-spot in the Chihuahuan Desert. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1097-1112.
- Hill, M.O. (1979). TWINSPLAN, A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, NY, USA.
- Hotal, J. (2004). Selección y Diseño de Áreas Prioritarias de Conservación de la Biodiversidad mediante Sinecología. Inventario y modelización predictiva de la distribución de los escarabeidos coprófagos (Coleoptera, Scarabaeoidea) de Madrid. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid / Museo Nacional de Ciencias naturales (CSIC).
- IGN (1992). Atlas nacional de España, Sección II, Grupo 7, Edafología, Instituto Geográfico Nacional, Madrid.
- Linder, H.P. (2000). Plant diversity and endemism in sub-Saharan tropical Africa. *Journal of Biogeography*, 28: 169-182.
- 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*, 73: 233-253.
- Lomolino, MV, Riddle, BR & Brown, JH. (2005). *Biogeography*, 3rd ed. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, MA.
- Losa España, T.M. (1949). Contribución al estudio de la flora y vegetación de la provincia de Zamora.
- Losa, T. M. (1956). Resumen de un estudio comparativo entre las floras de los Pirineos franco-españoles y los montes cántabro-leoneses. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 13: 233-267.
- Major, J. (1988). Endemism: a botanical perspective. In: Myers, A.A. & Giller, P.S. *Analytical biogeography. An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. Chapman y Hall. London.

- Médail, F. & Quézel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: Setting Global Conservation Priorities. *Conservation Biology*, 13(6): 1510-1513.
- Médail, F. & Verlaque, R. (1997). Ecological characteristics and rarity of endemic plants from southeast France and Corsica: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 80: 269-281.
- Montserrat, P. & Villar, L. (1972). El endemismo ibérico. Aspectos ecológicos y fitogeográficos. *Bol. Soc. Broteriana*, 46 (ser.2): 503-527.
- Moreno Rodríguez, J.M. -coord- (2005). Principales Conclusiones de la evaluación preliminar de los impactos en España por efectos del cambio climático. Oficina Española del Cambio Climático. Ministerio de medio Ambiente.
- Moreno Saiz, J.C. & Sainz Ollero, H. (1997). Nuevo ensayo fitogeográfico a partir de las monocotiledóneas endémicas ibero-baleáricas. *Anales Jard. Bot. Madrid*, 55(2): 351-366.
- Moreno Saiz, J.C., Castro Paga, I. & Sainz Ollero, H. (1998). Numerical analyses of distributions of Iberian and Balearic endemic monocotyledons. *Journal of Biogeography*, 25:179-194.
- Morrone, J.J. & Crisci, J.V. (1995). Historical Biogeography: Introduction to methods. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 26: 373-401.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 40(3): 853-858.
- 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.
- Ojeda, F., Arroyo, J. & Marañón, T. (1998). The phylogeography of European and Mediterranean heath species (Ericoideae, Ericaceae): a quantitative analysis. *Journal of biogeography*, 25(1): 165-178.
- Ozenda, P. (1985). *La végétation de la chaîne alpine*. Paris. Masson. 330 pp.
- Ozenda, P. (2002). *Perspectives pour une geobiologie des montagnes*. Presses Polytechniques et universitaires romandes. Lausanne. 195 pp.
- Pawlowsky, B. (1970). Remarques sur l'endémisme dans la flore des alpes et des Carpates. *Vegetatio*, 21: 181-243.
- Quézel, P. (1995). La fore du bassin méditerranéen: origine, mise en place, endémisme. *Ecologia Mediterranea*, 21: 19-39.
- Rivas-Martínez, S. (1990). Los pisos subalpino y alpino de los Pirineos y de la Cordillera Cantábrica: relaciones y diferencias. *Actas del II Coloquio Internacional de botánica pirenaico-cantábrica* (Jaca, 3-5 julio de 1989). Instituto de Estudios Altoaragoneses/CSIC.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T.E., Fernández Prieto, J.A., Loidi, J. & Penas, A. (1984). La vegetación de la alta montaña cantábrica. *Los Picos de Europa*. Ed. Leonesas, León. España.
- Rivas-Martínez, S., Díaz González, T.E., Fernández González, F., Loidi, J., Lousa, P. & Penas, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotánica*, 15.
- Sáinz Ollero, H. & Hernández Bermejo, E. (1985). Sectorización fitogeográfica de la Península Ibérica e islas Baleares: la contribución de su endemoflora como criterio de semejanza. *Candollea*, 40: 485-507.
- Sáinz Ollero, H. & Moreno Saiz, J.C. (2002). Flora Vascular endémica española. In: Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A. & Montalvo, J. -eds-. *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación. Madrid.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995). *Biometry*. 3rd ed. Freeman, New York, NY, US.
- Tribsch, A. & Schönswetter, P. (2003). Patterns of endemism and comparative phylogeography confirm palaeoenvironmental evidence for Pleistocene refugia in the Eastern Alps. *Taxon*, 52: 477-497.

- Tribsch, A. (2004). Areas of endemism of vascular plants in the Eastern Alps in relation to Pleistocene glaciation. *Journal of Biogeography*, 31: 747-760.
- Valcárcel Díaz, M. (2001). El glaciario pleistoceno en la Sierra de Ancares (sector oriental de la Cordillera Cantábrica, NW de la Península Ibérica). *Datos geomorfológicos. Xeografía: revista de xeografía, territorio e medio ambiente*, 1: 135-164.
- Villar, L. & Laínz, M. (1990). Plantes endémiques des Pyrénées occidentales et des monts Cantabres. Essai chorologique. *Actas del II Coloquio Internacional de botánica pirenaico-cantábrica (Jaca, 3-5 julio de 1989) Instituto de Estudios Altoaragoneses/CSIC*: 209-234.

Capítulo 3 ■ Patrones de rareza, distribución y hábitat en la flora amenazada de la Cordillera Cantábrica

- **Objetivo:** evaluar las características biológicas relacionadas con la rareza, distribución y hábitat de las plantas de la Cordillera Cantábrica consideradas con algún riesgo de extinción en España.
- **Metodología:** se estudiaron 44 plantas con algún riesgo de extinción UICN a escala nacional (VU, EN o CR), las cuales fueron analizadas a partir de diferentes variables descriptivas relacionadas con su distribución y hábitat, mediante la revisión de la información disponible sobre ellas y datos propios. Las plantas fueron caracterizadas en función de las siguientes variables: (1) distribución; (2) representatividad geográfica en la Cordillera Cantábrica; (3) extensión de presencia, (4) altitud; (5) afinidad al pH; (6) afinidad lumínica y (7) afinidad a la humedad edáfica. Para cada una de las plantas se identificó el tipo de hábitat más frecuente, asignándole además una categoría de rareza basada en la clasificación de Rabinowitz. Las variables fueron analizadas mediante estadística descriptiva, utilizando análisis de componentes principales para evaluar la relación entre los tipos de rareza y la autoecología de las plantas.
- **Resultados:** la mayor parte de las plantas estudiadas son endémicas (56.9%) o subendémicas (11.4%) del territorio Orocantábrico, y su categorización UICN se basa, en todos los casos, en los criterios B y D. Entre las amenazas descritas, predominan las de tipo biológico (43%) frente a las de origen antrópico (36%). Las plantas endémicas son además las que presentan un grado de estenocoria mayor en el territorio. En función de la variabilidad en altitud, pH y humedad, y de los tipos de hábitats en que viven las plantas, no se identifican patrones ecológicos comunes. En relación con sus características ecológicas, las plantas amenazadas de amplia distribución pueden relacionarse principalmente con medios acuáticos, y las plantas endémicas con hábitats de alta montaña.
- **Principales conclusiones:** las principales causas de rareza detectadas en las plantas estudiadas se interpretan en función de una hipótesis biogeográfica, mediante la cual el aislamiento de estirpes boreo-alpinas o de otro tipo favorece la presencia de plantas relicticas y neoendemismos de reducida distribución. Esto hace que la aplicación de los criterios UICN a escala nacional se base principalmente en la rareza biológica de estas plantas en la Cordillera Cantábrica, favoreciendo la aplicación de los criterios B y D, en algunos casos sin la constatación de amenazas reales. Debido a ello, se propone considerar las características ecogeográficas de las plantas amenazadas a escala nacional en el territorio, de cara a la aplicación de estrategias de conservación diferenciales en el territorio, primando las acciones preventivas sobre las plantas con rareza biológica, y acciones de urgencia para aquellas en las que se ha verificado la existencia de amenazas reales, en tanto en cuanto no exista datos que permitan aplicar otros criterios UICN.

3.1 Introducción

Las estrategias para la conservación vegetal suelen considerar, entre sus objetivos prioritarios, establecer acciones dirigidas hacia las plantas amenazadas o en riesgo de extinción. Entre los principales procedimientos para la asignación de categorías de amenaza, figura la aplicación de los criterios de la UICN (2001), basados en la rareza, declinación o fragmentación de táxones o poblaciones. Dichos criterios se consideran, además, entre los sistemas más eficaces para la identificación de prioridades de conservación (Grammont & Cuarón, 2006), siendo aplicados a escala mundial, regional o nacional. Sin embargo, la aplicación de los listados UICN en territorios más reducidos de los comúnmente utilizados plantea las limitaciones propias del cambio de escala y su implicación en la estimación de amenaza (Hartley & Kunin, 2003). Debido a ello, la selección de plantas prioritarias para la conservación de un territorio puede incorporar sistemas complementarios, incluyendo factores relacionados con la rareza natural o inducida en las plantas que viven en un territorio dado (Pärtel *et al.*, 2005). Además, el estudio de los patrones de rareza en plantas vasculares puede ofrecer información de utilidad sobre la biología de las especies consideradas en peligro, en relación con diferentes factores, como el hábitat (Rabinowitz, 1981), la distribución geográfica (Gaston & Kunin, 1997) o la gestión del territorio (Pärtel *et al.*, 2005). De manera adicional, el estudio de las características del hábitat o la distribución geográfica de especies amenazadas en territorios reducidos ofrece información de utilidad para hacer frente a las limitaciones de aplicación de los criterios UICN (Possingham *et al.*, 2002).

En España, los esfuerzos en conservación de plantas se han desarrollado espectacularmente en los últimos 20 años (Morillo & Gómez-Campo, 2000), dirigidos principalmente hacia la elaboración de listados UICN de flora amenazada (Gómez Campo *et al.*, 1984; VVAA, 2000; Bañares *et al.*, 2004). Estos listados sirven actualmente como referencia básica para la conservación de flora en la mayor parte del territorio español, empleándose como herramienta para la definición de prioridades o la elaboración de catálogos normativos a escala nacional o autonómica. Sin embargo, a la hora de plantear estrategias de conservación en el ámbito de territorios biogeográficos de tamaño reducido, como en el caso de las principales regiones montañosas, los criterios UICN definidos a escala nacional pueden ofrecer limitaciones de aplicación, debido a la escala original utilizada. Como respuesta a esta situación, la elaboración de listas rojas UICN a escala local no resulta una alternativa eficaz, según indica la propia UICN (UICN, 2003), por lo que el estudio de los patrones de rareza y amenaza de la flora amenazada a escalas más amplias puede ofrecer respuestas sobre la idoneidad de aplicación de los listados nacionales,

aportando además valiosa información sobre la biología de las plantas amenazadas en el territorio.

En este trabajo se analiza el conjunto de las plantas vasculares de la Cordillera Cantábrica consideradas con algún grado de amenazada en España, con el fin de detectar pautas biológicas que permitan concluir patrones de rareza o amenaza comunes a la flora del territorio. La Cordillera Cantábrica constituye un área biogeográficamente bien delimitada (territorio Orocantábrico), para la cual no existen actualmente estudios o valoraciones específicas sobre el estado de conservación de su flora. La flora orocantábrica actualmente considerada con algún riesgo de extinción ha sido categorizada, bajo los criterios de la UICN a nivel nacional, a partir de comisiones de expertos (VVAA, 2001) o, en algunos casos, mediante la revisión específica de su estado actual en España (Bañares *et al.*, 2004). El principal objetivo de este estudio es evaluar el conjunto de plantas orocantábricas amenazadas a escala nacional, en función de su distribución geográfica, ecología y hábitat en la Cordillera Cantábrica, analizando la implicación del concepto de rareza local en la asignación de categorías UICN a nivel nacional.

3.2 Metodología

3.2.1 Selección de táxones

El listado de la flora amenazada de la Cordillera Cantábrica se creó a partir de las plantas categorizadas en la Lista Roja de la Flora Vascular Española (VVAA, 2001) y la actualización realizada para el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Española (Bañares *et al.*, 2004), según los criterios UICN 1984 y 2001, respectivamente. Se consideraron como *amenazadas* todas las plantas del territorio Orocantábrico incluidas en las categorías CR (En Peligro Crítico), EN (En Peligro) y VU (Vulnerable). Para cada una de las plantas se definieron las características biológicas y taxonómicas, revisando las principales amenazas descritas, las cuales fueron clasificadas en tres grupos: las sometidas a amenazas de tipo biológico (reducido número de efectivos, deficiencias reproductivas, etc.), las ocasionadas por actividades de tipo antrópico (alteraciones sobre el hábitat, etc.), o las sometidas a ambas amenazas.

3.2.2 Distribución y hábitat

Para cada planta seleccionada se recopiló información sobre su distribución geográfica, hábitat y afinidad ecológica, designando diferentes variables descriptivas basadas en sus características ecogeográficas, asignadas a cada planta mediante la elaboración de clases ordinales o categóricas (Tabla 3-1). La distribución geográfica y

la localización se definió en relación con la *cuadrícula* UTM de 10x10 kilómetros (cUTM). Los descriptores definidos en este caso están relacionados con la *distribución geográfica* (en función de los principales patrones de distribución), la *representatividad* en el ámbito ibérico (porcentaje de localidades en el territorio Orocantábrico respecto al total peninsular) y la *extensión de presencia* (medida en función de la distancia máxima entre localidades).

Para cada planta se identificó también la alianza fitosociológica más representativa de las comunidades en que vive, utilizando su correspondencia con la clasificación europea EUNIS (2001) para relacionar cada alianza a un tipo descriptivo de vegetación. La caracterización autoecológica de cada planta se realizó atendiendo a diferentes rangos de altitud, afinidad lumínica, pH y humedad edáfica (Tabla 3-1). La información para cada una de las plantas analizadas se obtuvo a partir de la bibliografía disponible, y de datos de campo propios, recogidos en las poblaciones más representativas de las plantas a estudio, y almacenados en la base de datos de flora prioritaria del Jardín Botánico Atlántico.

3.2.3 Tipos de rareza

Como criterio comparativo de tipologías de rareza se utilizó la clasificación de Rabinowitz (1981), la cual consiste en un sistema mixto que relaciona la *distribución geográfica*, la *especificidad del hábitat* y el *tamaño poblacional local* para la explicación de patrones de rareza en plantas vasculares. Si bien esta clasificación se aplicó originalmente para la flora de Gran Bretaña, es comúnmente utilizada en diferentes ámbitos y escalas (Rabinowitz *et al.*, 1986; Blanca *et al.*, 1998; Pitman *et al.*, 1999).

Los criterios originales de Rabinowitz fueron parcialmente adaptados al marco de referencia de la Cordillera Cantábrica, definiéndose como de “distribución geográfica reducida” aquellas plantas *endémicas* o *subendémicas* del territorio orocantábrico (Tabla 3-2). Por su parte, el concepto de “especificidad de hábitat” fue aplicado como la rareza del hábitat/s propios de cada planta, adaptación que ofrece una mayor utilidad práctica para la asignación de este criterio (Borennimann *et al.*, 2005), y que no vulnera el principio básico de la clasificación, asumiendo que las plantas exclusivas de hábitats raros o poco comunes presentan una elevada especificidad ecológica.

Para la asignación del criterio “distribución poblacional local” se estableció como referencia un margen de 500 individuos, cifra fácilmente ajustable para los casos en que solo se dispone de estimaciones demográficas. Los tipos de rareza de Rabinowitz fueron posteriormente comparados con los criterios UICN utilizados para la asignación del grado de amenaza, creando una tabla de frecuencias (tabla de

contingencia) y comparando los valores obtenidos para cada caso con los valores esperados, mediante la prueba de Chi². La relación de los tipos de rareza con la autoecología de las plantas se analizó mediante análisis multivariante. Para ello se creó una matriz donde las plantas fueron consideradas como muestras y las variables descriptivas (altitud, humedad, luz y pH) como características. Como técnica multivariante se utilizó el Análisis de Componentes Principales (ACP), debido a su utilidad prospectiva, asumiendo una relación lineal de las características (variables autoecológicas ordinales) en la distribución de las muestras (táxones).

Variable	Tipo	Clases
Distribución (DIST)	C	(END) Endémica orocantábrica; (SUB) Subendémica orocantábrica; (B-A) Boreo-alpina; (IBE) Ibérica; (AD) Amplia distribución.
Representatividad geográfica (RG)	C	(1) < 20 % localidades ibéricas; (2) - entre 20 – 40 % loc. Ib.; (3) entre 40 – 60 % loc. Ib.; (4) entre 60 – 80 % loc. Ib.; (5) > 80 % loc. Ib.
Extensión de presencia (EP)	O	(1) < 1 km; (2) entre 1 - 10 km; (3) entre 10 – 50 km; (4) entre 50 – 100 km; (5) > 100 km.
Altitud (ALT)	O	(1) < 600 m; (2) 600 – 1200 m; (3) 1200 – 1800 m; (4) 1800 – 2400 m; (5) > 2400 m.
Basofilia/Acidofilia	O	(1) Acidófila estricta; (2) Acidófila; (3) Indiferente; (4) Basófila; (5) Basófila estricta.
Fotofilia (LUZ)	O	(1) Esciófila; (2) Planta de semisombra; (3) Heliófila.
Higrofilia (H)	O	(1) Xerófila extrema; (2) Xerófila ; (3) Mesófila; (4) Higrófila; (5) Hidrófila.

Tabla 3-1. Principales variables descriptivas definidas para cada una de las plantas amenazadas presentes en la Cordillera Cantábrica. (C) variable categórica; (O): variable ordinal.

Distribución geográfica		AMPLIA		REDUCIDA (endemismos)	
Especificidad de hábitat		Hab. frecuente	Hab. raro	Hab. frecuente	Hab. raro
Tamaños poblacionales	Localmente abundantes	R0 (AFA)	R2 (ARA)	R4 (RFA)	R6 (RRA)
	Dispersos y Reducidos	R1 (AFD)	R3 (ARD)	R5 (RFD)	R7 (RRD)

Tabla 3-2. Adaptación de los tipos de rareza de Rabinowitz para la flora orocantábrica amenazada. Se indica entre paréntesis el acrónimo de los diferentes criterios: *A* (*Amplia distribución*), *R* (*Reducida distribución*); *F* (*Hábitat frecuente*); *R* (*Hábitat raro*); *A* (*Localmente abundante*) y *D* (*Disperso*). Los tipos de rareza se han asignado a 8 categorías acumulativas, de R0 (planta común) a R7 (extrema rareza).

3.3 Resultados

3.3.1 Flora amenazada orocantábrica

Se han analizado 44 táxones de la flora vascular orocantábrica con una categoría de amenaza UICN, pertenecientes a 27 familias y 37 géneros, en su mayor parte plantas con semillas (división *Spermatophyta*), excepto en dos casos (*Isoetes asturicense* y *Equisetum sylvaticum*). Los tipos biológicos más abundantes son los hemicriptófitos (40.9%), seguidos por caméfitos (20.5%), geófitos (18.2%), hidrófitos (9.1%), terófitos (6.8%) y fanerófitos (4.6%). Debido a la falta de información disponible sobre su distribución y hábitat, en el conjunto de táxones a estudio no fueron incluidos *Ranunculus serpens* Schrank y *Echium cantabricum* (M. Laínz) Fernández Casas & M. Laínz, ambos incluidos en la lista roja española (VVAA, 2001) con la categoría VU. Por otro lado, se diferenciaron dos subespecies de *Spergula viscosa*, planta tratada a nivel específico en dicho listado, y de la cual pueden diferenciarse dos táxones (Pérez Morales *et al.*, 2003; Fernández Prieto, 2005): *S. viscosa* subsp. *viscosa* y *S. viscosa* subsp. *pourreti* (= *S. rimarum*). La información biológica sobre las plantas analizadas se resume en el ANEXO (3), y se obtuvo principalmente a partir de los estudios de Benito *et al.* (2004), Benito Garzón *et al.* (2004), Díaz González *et al.* (2004) García González *et al.* (1992), García Rodríguez *et al.* (2004), Jiménez-Alfaro *et al.* (2004, 2005, 2006), Llamas *et al.* (2004), Nava Fernández *et al.* (2004) y Mora (2005).

La mayor parte de las 44 plantas amenazadas están incluidas en la categoría de VU (Vulnerable), excepto ocho de ellas, incluidas en la categoría CR o En peligro crítico (*Aster pyrenaicus*, *Quercus pauciradiata*, *Ranunculus montserratii* y *Tragopogon pseudocastellanus*) y en la categoría EN o En peligro (*Androsace cantabrica*, *Callitriche palustris*, *Cochleraria pyrenaica* y *Odontites asturicus*). En la mayor parte de los casos las plantas habían sido categorizadas a partir del criterio B (distribución geográfica reducida, en 11 casos) y el criterio D (número de individuos maduros, en 22 casos). Tan solo en un caso se utilizó el criterio A (reducción o declinación del tamaño poblacional), mientras que el criterio C (tamaño poblacional y disminución) se utilizó sólo en dos casos, en combinación con el criterio B. En el 20 % de los táxones se había utilizado más de un criterio, principalmente la combinación de B y D (N=9). Otras combinaciones de criterios son: B+C (N=3); C+D (N=1) y A+B+D (N=2). El criterio E (probabilidad de extinción) no había sido aplicado en ningún caso.

Las amenazas identificadas con mayor frecuencia fueron las de tipo biológico (N=19, 43% de los casos), seguidas de la combinación de amenazas de tipo biológico y antrópico (N=16, 36%). En 4 plantas se han señalado amenazas exclusivamente de origen antrópico (9%), mientras que en otras 5 (11%) no se ha encontrado referencia

alguna sobre sus amenazas. La relación entre los criterios de amenaza y el número de plantas asignadas a cada uno de ellos se muestra en la Figura 3-1.

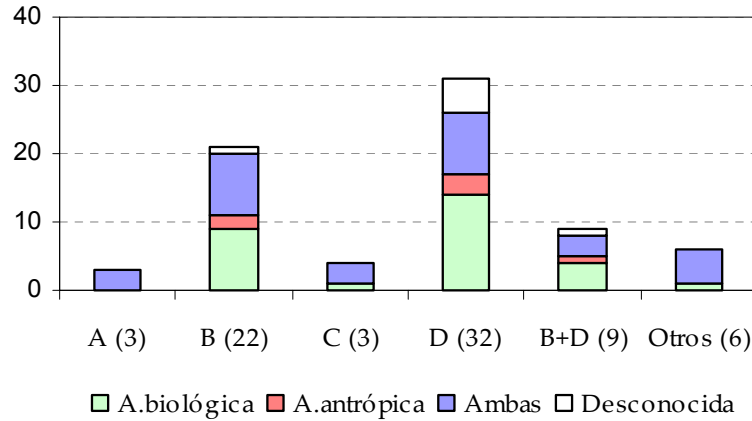


Figura 3-1. Número de casos en que se han utilizado los criterios (o combinaciones de criterios) UICN, en la categorización de la flora amenazada orocantábrica, en función de las amenazas (A.) descritas para cada caso (de tipo biológico, antrópico, o ambos).

3.3.2 Distribución geográfica

La mayor parte de las plantas amenazadas en la Cordillera Cantábrica son endemismos orocantábricos (45.5%) o subendemismos compartidos con territorios próximos (11.4%). El resto de tipos corológicos está constituido por plantas boreo-alpinas (18.2%), endemismos ibéricos (4.5%) o plantas de distribución más amplia (20.5%). En relación con su representatividad ibérica, la mitad de las plantas analizadas son exclusivas o casi exclusivas del territorio cantábrico (Figura 3-2), debido a la alta presencia de flora endémica y subendémica, además de algunas plantas exclusivas y de distribución boreo-alpina, como *Nuphar luteum* subsp. *pumilum*, *Callianthemum coriandrifolium* y *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*. El resto de plantas mantienen en su mayor parte menos del 50% de las localidades ibéricas en la Cordillera Cantábrica (grupos 1, 2 y 3 en Figura 3-2).

En relación con su dispersión geográfica, se aprecia una mayor frecuencia de plantas estenocoras o con reducida extensión de presencia tanto en el conjunto de flora analizada, como en la flora endémica y subendémica (Figura 3-2), mientras que en la flora no endémica son más abundantes los casos de amplia dispersión (distancia máxima entre dos localidades, dentro de su extensión de presencia > 100 km).

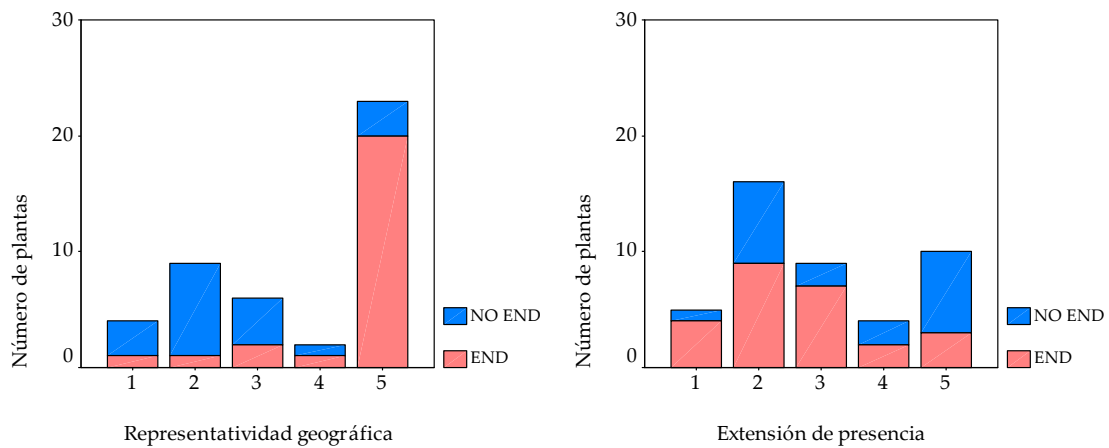


Figura 3-2. Número de plantas incluidas en las clases de las variables *Representatividad Geográfica* y *Extensión de Presencia*, para la flora amenazada orocantábrica endémica (END, incluye flora subendémica) y no endémica (NO END). La descripción de cada clase se indica en la Tabla 3-1.

Ninguna de las plantas amenazadas estudiadas se localiza en más de 10 cUTM de 10x10 km en el territorio Orocantábrico. La distribución de los valores correspondientes al número de cUTM por planta (Figura 3-3) muestra una predominancia de las plantas fuertemente estenocoras (entre 1 y 4 cUTM). El número de cUTM es similar en los tipos corológicos definidos, si bien las plantas de amplia distribución presentan unos valores medios más altos que el resto (Figura 3-3), por lo que se pueden considerar más frecuentes en el territorio, dentro de la rareza general que caracteriza el conjunto de plantas amenazadas en su ámbito.

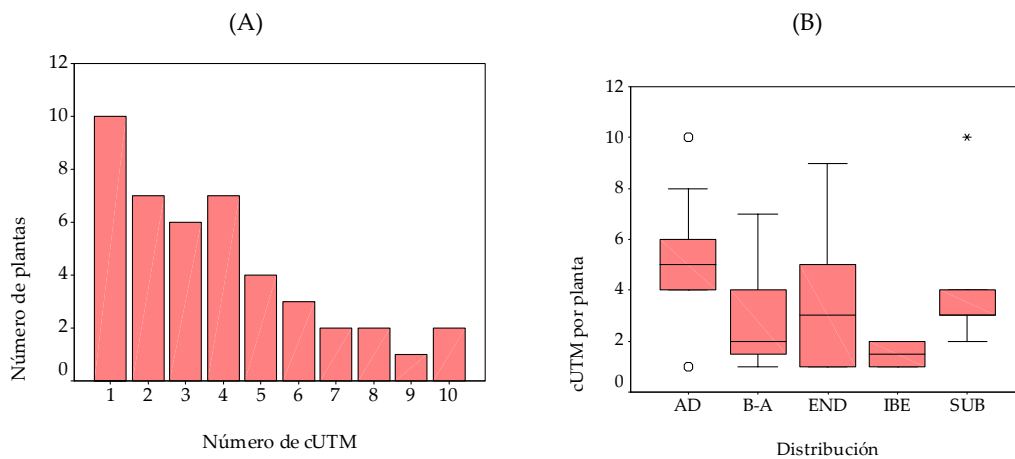


Figura 3-3. (A) histograma de valores absolutos del número de plantas (N=44) en función del número de cUTM ocupadas; (B) valor medio y desviación en el número de cUTM para cada uno de los grupos corológicos definidos: plantas de amplia distribución (AD), plantas boreo-alpinas (B-A), plantas endémicas (END), plantas ibéricas (IBE) y plantas subendémicas (SUB).

3.3.3 Afinidad ecológica

En función de los índices autoecológicos asignados, en la flora amenazada orocantábrica predominan las plantas de media montaña, siguiendo un patrón de distribución normal respecto a la altitud, mientras que no existe un patrón definido de afinidad edáfica respecto al pH edáfico (predominando las clases de acidofilia y basofilia) o humedad (con dominancia de valores medios) (Figura 3-4). En el conjunto de plantas evaluadas bajo el criterio D, las características ecológicas son similares a la tendencia general, si bien predominan las plantas de ambientes secos y de media humedad. Por el contrario, las plantas evaluadas bajo el criterio B se encuentran mayoritariamente vinculados a medios acuáticos (Clase 5).

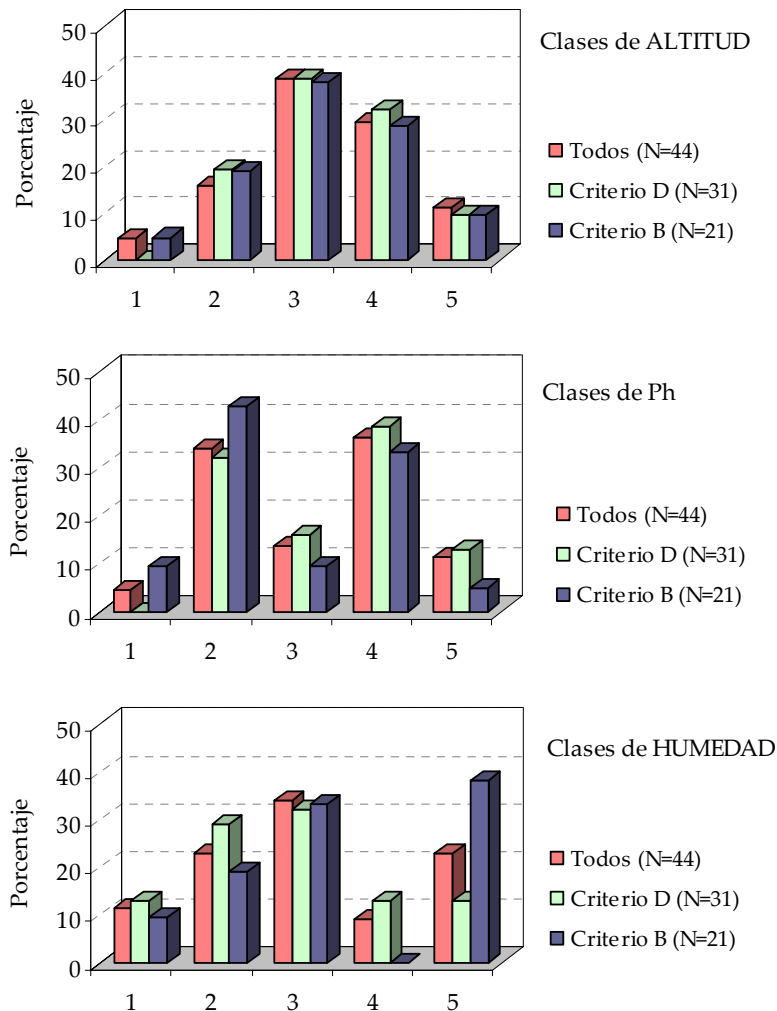


Figura 3-4. Distribución de frecuencias para cada una de las clases de altitud, pH y humedad definidas en la caracterización ecológica de la flora amenazada orocantábrica (Tabla 3-1), atendiendo al número total de táxones (N=44), y aquellos categorizados bajo los criterios D (N=31) y B (N=21).

3.3.4 Hábitat

El hábitat preferente de cada una de las plantas amenazadas orocantábricas se ha identificado con un total de 28 alianzas fitosociológicas, entre las cuales destacan, por una mayor presencia de flora con algún riesgo de extinción, comunidades de alta montaña de las all. *Armerion cantabricae*, con 4 plantas (*Soldanella alpina* subsp. *cantabrica*, *Draba hispanica* subsp. *lebrunii*, *Salix breiserrata* subsp. *fontqueri* y *Callianthemum coriandrifolium*) y la all. *Juniperion nanae*, con 3 (*Empetrum nigrum*, *Androsace halleri* y *Androsace cantabrica*), junto a comunidades de roquedos calcáreos pertenecientes a la all. *Saxifragion trifurcato-canaliculatae*, también con 3 plantas (*Leontodon farinosus*, *Saxifraga aretioides* subsp. *felinei* y *Saxifraga babiana*).

El 30% de los táxones estudiados se han considerado propios de comunidades vegetales raras o poco frecuentes, mientras que el resto (70 %) viven en comunidades vegetales más comunes. En relación con la tipología de hábitats de la clasificación EUNIS, destacan las plantas de alta montaña (pastizales y matorrales subalpinos), de ámbitos forestales (bosques deciduos) y medios acuáticos, si bien están representados la mayor parte de los grupos de vegetación presentes en el territorio (Figura 3-5).

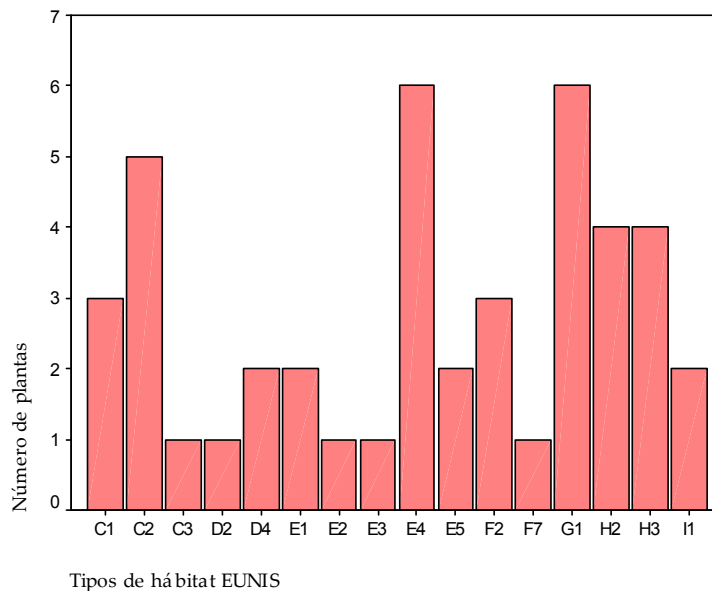


Figura 3-5. Número de plantas de la flora amenazada orocantábrica por hábitat, según la tipología EUNIS (2004): C1) Aguas superficiales estancadas; C2) aguas superficiales corrientes; C3) zonas higrófilas marginales; D2) Pantanos y humedales; D4) Turberas y fuentes carbonatadas; E1) Pastizales secos; E2) pastizales mesófilos; E3) Pastizales húmedos; E4) Pastizales alpinos o subalpinos; E5) Orlas de bosques y megaforbios; F2) Matorrales ártico-alpinos; F7) Matorrales arbustivos mediterráneos; G1) Bosques deciduos; H2) Pedregales; H3) Roquedos; I1) Áreas cultivadas o nitrófilas.

3.3.5 Tipos de rareza

En función de la clasificación de Rabinowitz, en el ámbito orocantábrico predominan las plantas relacionadas con distribución reducida (endemismos) relacionados con hábitats relativamente frecuentes (grupos R4 y R5, Tabla 3-3). Salvo en estos dos grupos, en el resto predominan las plantas distribuidas en poblaciones reducidas y dispersas, más que las plantas localmente abundantes. La proporción de plantas incluidas en cada uno de los grupos de Rabinowitz varía en relación con los principales criterios UICN (B y D) utilizados para la asignación de amenaza (Tabla 3-4). Mientras que el criterio D muestra frecuencias similares en relación con los valores esperados ($X^2=6.024$; 7 g.l.; $N=44$; $p=0.53$), el criterio B muestra diferencias significativas ($X^2=16.16$; 7 g.l.; $N=44$; $p=0.02$).

De las 7 plantas definidas bajo los criterios B y C, tan solo una de ellas (*Narcissus pallidiflorus* = *N. tortuosus* s.l.) se corresponde con el índice de menor rareza (R0, equivalente a “planta común”), mientras que el resto se incluyen principalmente en las categorías de rareza debidas a una distribución reducida y hábitats frecuentes.

Distribución geográfica		AMPLIA		REDUCIDA	
Especificidad de hábitat		Hab. frecuente	Hab. raro	Hab. frecuente	Hab. raro
Tamaño poblacional	Localmente abundante	R0: 5	R2: 1	R4: 10	R6: 2
	Reducido y disperso	R1: 7	R3: 6	R5: 9	R7: 4

Tabla 3-3. Número de plantas asignadas a cada una de las categorías de rareza (R0-R7).

Tipo de rareza:	R0	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7
(%)	(11.4)	(15.9)	(2.3)	(13.6)	(22.7)	(20.5)	(4.5)	(9.1)
A (N=3)	33.3	0	0	0	0	66.7	0	0
B (N=23)	4.3	13.0	4.3	17.4	30.4	21.7	8.7	0
C (N=4)	0	0	0	50.0	50.0	0	0	0
D (N=31)	12.9	16.1	0	6.5	22.6	22.6	6.5	12.9

Tabla 3-4. Relación entre los tipos de rareza de Rabinowitz y los criterios utilizados para la categorización de amenaza de UICN (A, B, C y D). Se muestra el porcentaje de plantas incluidas para cada caso.

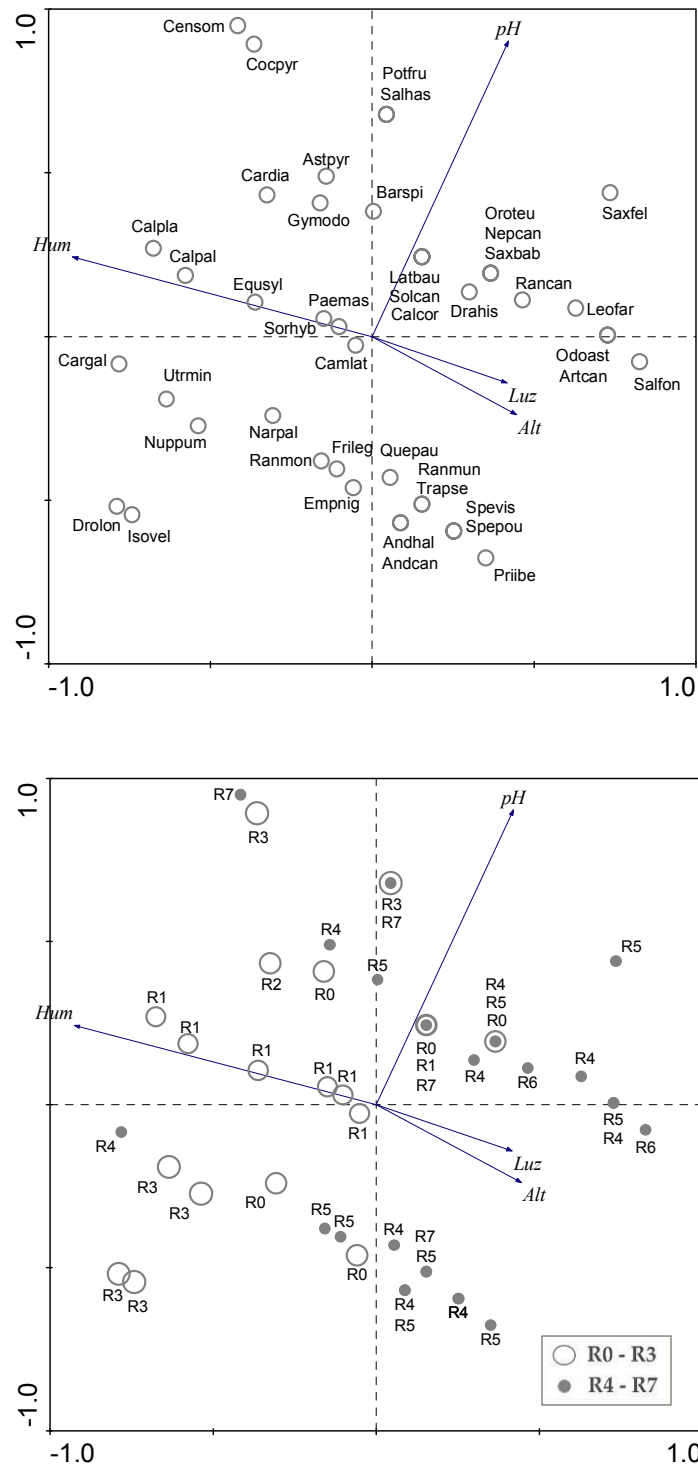


Figura 3-6. Gráfico de ordenación (ACP) de las plantas amenazadas en función de las variables descriptivas autoecológicas (vectores). En la figura superior, las plantas están nombradas con su nombre científico abreviado en 6 caracteres –ANEXO (3)–. En la figura inferior se indica el tipo de Rabinowitz al que pertenece cada planta, diferenciando los de amplia distribución (R0 a R3, círculos vacíos) de los de distribución restringida (R4 a R7, círculos rellenos).

3.3.6 Variabilidad ecológica y rareza

El gráfico de ordenación obtenido mediante el análisis de componentes principales (Figura 3-6) muestra una amplia variabilidad ecológica en las plantas amenazadas. La humedad representa el vector descriptivo con un mayor peso, a la hora de diferenciar grupos de plantas a lo largo del eje principal de coordenadas (eje 1), explicando el 44% de la variabilidad total (*eigenvalue* = 0.448). Las plantas de distribución amplia (grupos R0 a R3 de Rabinowitz) presentan una mayor afinidad a la humedad edáfica que las plantas endémicas, excepto en el caso de *Centaureium somedanum*. La segunda variable descriptiva con mayor efecto discriminante es la afinidad al pH (relacionada con el eje 2, *eigenvalue* = 0.289) en función de la cual pueden medirse diferencias entre algunos grupos, como R1 (*Equisetum sylvaticum*, *Callitriche* sp. Pl., etc.) y R3 (*Drosera longifolia*, *Utricularia minor*, etc.). Las plantas pertenecientes a los tipos de Rabinowitz más frecuentes (R4 y R5) se agrupan en dos núcleos principales y heterogéneos, definidos a partir del gradiente de pH.

3.4 Conclusiones y discusión

3.4.1 Patrones de rareza en la flora orocantábrica

Todas las plantas orocantábricas amenazadas a escala nacional pueden considerarse raras o muy raras en la Cordillera Cantábrica, considerando el bajo número de localidades donde se conocen. El patrón general de rareza se corresponde con plantas conocidas en muy pocas localidades (entre 1 y 4 cUTM 10x10 km), con una fuerte estenocoria en el caso de las plantas endémicas o subendémicas (Figura 3-2).

La variabilidad corológica y ecológica identificada en las plantas estudiadas confirma la dificultad de establecer un único factor como causante de rareza en plantas amenazadas (Kull *et al.*, 2002). De hecho, la identificación de tipos de rareza según la clasificación de Rabinowitz con el hábitat (Tabla 3-3) permitió detectar numerosos casos en los que las plantas amenazadas no están ligadas a hábitats especialmente raros. Este resultado contrasta con la idea general de que la rareza de plantas amenazadas está definida principalmente por hábitats poco frecuentes, como ha sido descrito en territorios de mayor extensión (Given & Norton, 1993; Domínguez Lozano *et al.*, 2003). Por otro lado, la distribución de los grupos de Rabinowitz contrasta con estudios similares realizados en los Alpes (Broennimann *et al.*, 2005), lo que indica cierta heterogeneidad en los patrones de rareza de regiones montañosas.

Mientras que la flora amenazada de amplia distribución (grupos R0 y R1) presenta una mayor afinidad con hábitats acuáticos, el conjunto de flora endémica o de reducida distribución presenta una amplia variabilidad ecológica. Precisamente la

afinidad por ambientes acuáticos y la endemividad han sido definidos entre los principales factores relacionados con la diferenciación de grupos en la flora ibérica amenazada (Domínguez Lozano *et al.*, 2003), si bien los resultados obtenidos en este trabajo permiten concluir que ambos factores no están relacionados, al menos en el contexto del territorio a estudio. Además, el gradiente de humedad detectado entre las plantas de amplia distribución y las plantas endémicas puede relacionarse con el carácter de refugio que ofrecen los ambientes con mayor humedad, mientras que los procesos de especiación ligados a plantas endémicas suelen relacionarse con hábitats de alta insolación (Ozenda, 1985). Así, puede establecerse la “hipótesis biogeográfica” (Walk *et al.*, 2001) como explicación de la rareza de las plantas estudiadas en el territorio, identificando dos causas principales: (1) la presencia de táxones de óptimo boreo-alpino que representan límite de área en el territorio (Hodgson, 1986), representadas por *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, *Equisetum sylvaticum* o *Nuphar luteum* subsp. *pumilum*; y (2) la presencia de plantas raras en la Cordillera Cantábrica, pero abundantes en territorios cercanos (Murray & Lepschi, 2004), como *Narcissus pallidiflorus* (de distribución fundamentalmente cantabro-atlántica) o *Sorbus hybrida* (con distribución dispersa en la Península Ibérica, aunque abundante en Europa occidental).

Por otro lado, la escasez de flora mediterránea y la alta presencia de endemismos en la flora evaluada sugiere una fuerte influencia de la historia biogeográfica en los patrones de rareza de las plantas consideradas, lo que resulta coherente con las líneas que apuntan a la evolución reciente de estirpes aisladas como causa principal de rareza biológica (Sjöstrom & Gross, 2006), hecho que aquí podría estar relacionado con la ubicación geográfica del territorio (en transición entre el ámbito mediterráneo y eurosiberiano) y los cambios climáticos de los últimos milenios. El aislamiento postglacial orocantábrico y posterior aislamiento de plantas de montaña podría explicar la rareza de plantas endémicas recientemente originadas (*Androsace cantabrica*, *Salix hastata* subsp. *picoeuropeana*, *Ranunculus parnassifolius* subsp. *munielensis*), en algunos casos como estirpes endemovariantes de áreas montañosas próximas (*Saxifraga aretioides* subsp. *felineri*, *Odontites asturicus*, *Aster pyrenaicus*). El hecho de que cerca de la mitad de las amenazas descritas para la flora amenazada no se identifiquen con el impacto humano puede estar igualmente relacionado con el carácter de rareza natural o biológica que parece identificar a buena parte de la flora amenazada orocantábrica. Del mismo modo, las frecuencias de asignación de los criterios de amenaza (Tabla 3-3) parecen indicar una tendencia a utilizar el criterio B sobre las plantas de distribución reducida, que en este caso están representadas por los endemismos y subendemismos orocantábricos.

3.4.2 Rareza local vs rareza nacional

La necesidad de desarrollar estudios biológicos sobre plantas amenazadas ha sido ya definida en el contexto de la Península Ibérica (Domínguez Lozano *et al.*, 2003; Moreno Saiz *et al.*, 2003), si bien son pocos los casos en que se aborda el estudio de la flora rara o amenazada fuera del ámbito de la elaboración de listas rojas. Sin embargo, las causas de rareza en plantas vasculares pueden ser investigadas en relación con numerosos factores relacionados con la priorización y conservación de plantas (ver revisión en Partel *et al.*, 2002). A pesar de que los conceptos de extensión de presencia y área de ocupación se consideran de especial importancia tanto en el caso de la definición de rareza (Benayas *et al.*, 1999) como en el de la asignación de los criterios UICN (2003), pocas veces se valora la implicación de los patrones causantes de rareza en la definición de listas rojas.

En este estudio se ha podido constatar cómo el 55% de la flora amenazada orocantábrica se distribuye de forma exclusiva en este territorio, a pesar de haber sido evaluada para el conjunto de la Península Ibérica, por lo que los criterios B y D (UICN, 2001) no variarían en el caso de aplicarse a una escala orocantábrica. Sin embargo, la escasa aplicación de los parámetros de declinación, reducción o extinción estimada de poblaciones (criterios A, C y E de la UICN) provoca que plantas sin amenazas reales puedan ser consideradas en riesgo de extinción, únicamente por su rareza, pero sin un conocimiento explícito de su estado de conservación. Tal sería el caso de *Saxifraga babiana* (endemismo orocantábrico) o *Nothobartsia spicata* (endemismo pirenaico-cantábrico s.l.), plantas para las cuales se conoce una demografía elevada y una distribución estable en el territorio, pero a las cuales se les asignó una categoría de amenaza a escala nacional, debido al reducido número de cUTM que ocupan en este contexto. En otros casos, plantas endémicas inicialmente consideradas en peligro han sido reevaluadas en categorías sin amenaza alguna, como por ejemplo *Armeria bigerrensis* subsp. *legionensis*, para la cual el factor de rareza del criterio D2 fue desestimado, una vez se verificó la abundancia local en su área de distribución (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2004).

Todo ello implica que la utilización de los criterios UICN a escala nacional puede limitar la capacidad de priorización de plantas vasculares de interés para la conservación a una escala local. Frente a esta situación, la caracterización de la rareza y el hábitat de la flora considerada en peligro a escala nacional proporciona una aproximación biológica a las causas relacionadas con su rareza, y por tanto una herramienta efectiva para la elaboración de estrategias de conservación basadas en el conocimiento ecogeográfico de estas plantas.

3.4.3 Implicaciones para la conservación de flora vascular orocantábrica

La definición de una planta como “en riesgo de extinción” y su inclusión en listas rojas españolas suele provocar la posterior inclusión en las estrategias de conservación autonómicas. Dichas estrategias pueden aplicar diferentes herramientas para la definición de acciones de conservación, desde la identificación de prioridades (ver capítulo 4) hasta la redacción de planes de conservación específicos. En este último caso, el conocimiento de los patrones ecológicos o de rareza de flora amenazada permite identificar factores que no son tenidos en cuenta a la hora de aplicar los criterios UICN, ofreciendo una perspectiva ecológica, pudiendo diferenciar las plantas cuya rareza parece tener un origen biogeográfico.

A la hora de establecer acciones de conservación, los enfoques dirigidos a la conservación del ecosistema se han definido como una alternativa óptima frente a la conservación de especies individuales (Noss, 1996), si bien la opción más eficaz suele considerar ambas aproximaciones (Soulé & Mills, 1992; Heywood & Iriondo, 2003). Los resultados obtenidos en este estudio pueden emplearse para la aplicación de unas medidas u otras, así como para la diferenciación de acciones *ex situ* o *in situ*. Por ejemplo, en el caso de plantas amenazadas por causas de aislamiento biogeográfico, propias de hábitats comunes y sin amenazas antrópicas definidas (ej.: *Androsace cantabrica*, *Artemisia cantabrica*), la recolección de germoplasma parece una opción más adecuada para su conservación, adoptando así una visión fundamentalmente preventiva. Por otro lado, las acciones dirigidas a la conservación de hábitats y las especies que medran en ellos deberían aplicarse únicamente en los casos de hábitats de especial rareza o amenaza, los cuales se ha visto son poco numerosos. Si bien la mayor parte de las plantas consideradas (78%) viven en hábitats incluidos en la directiva europea 92/43/CEE, tan solo cinco de ellas se identifican como hábitats prioritarios de la citada directiva: 4060* (brezales y matorrales de alta montaña); 6210* (pastizales secos basófilos ricos en orquídeas); 8230* (roquedos silíceos con vegetación terofítica) y 91E0 (bosques aluviales con *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior*). Debido a ello, las acciones para la conservación de ecosistemas deberían priorizarse hacia las plantas y hábitats sometidos a amenazas antrópicas, para las cuales la rareza natural o biogeográfica no representa el único factor de amenaza (ej.: *Centaureium somedanum*, *Carex diandra*)

Con todo ello, se hace recomendable que las diferentes estrategias de conservación que afectan al territorio Orocantábrico tengan en cuenta, a la hora de valorar las categorías UICN, las diferencias en los patrones de rareza de la flora amenazada a escala nacional, con el fin de considerar diferentes acciones de conservación, acordes con el conocimiento del estado de las poblaciones en cada momento.

Referencias bibliográficas

- 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.
- Benayas, J.M., Scheiner, S.M., García Sánchez-Colomer, M. & Levassor, C. (1999). Commonness and rarity: theory and application of a new model to Mediterranean montane grasslands. *Conservation Ecology*, 3(1): 5.
- Bevill, R.L. & Louda, S.M. (1999). Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. *Conservation biology*, 13 (3): 493-498.
- Blanca, G., Cueto, M., Martínez-Lirola, J. & Molero-Mesa, J. (1998). Threatened vascular flora of Sierra Nevada (Southern Spain). *Biological Conservation*, 85: 269-285.
- Broennimann, B., Vittoz, P., Moser, D. & Guisan, A. (2005). Rarity types among plant species with high conservation priority in Switzerland. *Botanica Helvetica*, 115: 95-108.
- Domínguez Lozano, F., Moreno Saiz, J.C. & Sainz Ollero, H. (2003). Rarity and threat relationships in the conservation planning of Iberian flora. *Biodiversity and Conservation*, 12(9): 1861-1882.
- EUNIS Database v2 (2003). European Nature Information System. European Environment Agency. (visitada en abril de 2005). <http://eunis.finsiel.ro/eunis/index.jsp>.
- Gaston, K.J., & Kunin, W.E. (1997). Rare-Common differences: an overview. In: Kunin, W.E. & Gaston, K.J. -eds-. *The biology of rarity: Causes and Consequences of Rare-Common Differences*. Chapman & Hall, London.
- Given, D.R. & Norton, D.A. (1993). A multivariate approach to assessing threat and for priority setting in threatened species conservation. *Biological Conservation*, 64: 57-66.
- Gómez-Campo, C -coord.- (1987). Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España Peninsular e islas Baleares. ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 688 pp.
- Grammont, P.C. & Cuarón, A.D. (2006). An evaluation of Threatened Species Categorization Systems Used on the American Continent. *Conservation Biology*, 20 (1): 14-27.
- Hartley, S. & Kunin, W. (2003). Scale Dependency of Rarity, Extinction Risk, and Conservation Priority. *Conservation Biology*, 17(6): 1559-1570.
- Heywood, V.H. & Iriondo, J.M. (2003). Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation*, 113: 321-335.
- Hodgson, J.G. (1986). Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield flora: Part I: the identity, distribution and habitat characteristics of the common and rare species. *Biological Conservation*, 36: 199-252.
- Jiménez-Alfaro, B. (2004). Conservación de flora en Asturias: *Aster pyrenaicus* y *Centaureum somedanum*. Seminario de investigación. Universidad de Oviedo.
- Jiménez-Alfaro, B., Bueno Sánchez, A., Fernández Prieto, J.A. et al. onso Felpete, I. (2004). *Aster pyrenaicus*, *Ranunculus parnassifolius* subsp. *munielensis*, *Armeria bigerrensis* subsp. *legionensis*. In: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Jiménez-Alfaro G., B., Bueno S., A. & Fernández Prieto, J.A. (2005). Ecología y hábitat potencial de las poblaciones cantábricas de *Aster pyrenaicus* D.C. (Asteraceae). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 141(2): 203-208.
- Jiménez-Alfaro G., B., Bueno S., A. & Fernández Prieto, J.A. (2005). Ecología y conservación de *Centaureum somedanum* Láinz (Gentianaceae), planta endémica de la Cordillera Cantábrica (Spain). *Pirineos*, 160: 45-66
- Jiménez-Alfaro, B., Bueno Sánchez, A. & Fernández Prieto, J.A. (2006). *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*. Fichas rojas del Atlas de Flora Amenazada de España (en prensa).

- Kull, T., Kukk, T., Leht M., Krall, H., Kukk, Ü., Kull, K., & Kuusk, V. (2002). Distribution trends of rare vascular plant species in Estonia. *Biodiversity and Conservation*, 11: 171-196.
- Llamas, F., Acedo, C., Alonso, R. & Lence, C. (2004). *Tragopodon pseudocastellanus*. In: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C., Ortiz, S. (2004). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Mora, A. (2006). Manual de Flora Vascular Amenazada del Parque nacional Picos de Europa. Ministerio de Medio Ambiente. Área de conservación. Ediciones Trea. 171 pp.
- Moreno Saiz, J.C., Domínguez Lozano, F. & Sainz Ollero, H. (2003). Recent progress in conservation of threatened Spanish vascular flora: a critical review. *Biological Conservation*, 113: 419-431.
- Morillo, C. & Gómez-Campo, C. (2000). Conservation in Spain, 1980-2000, *Biological Conservation*, 95(2): 165-174.
- Murray, B.R. & Lepschi, B.J. (2004). Are locally rare species abundant elsewhere in their geographical range?. *Austral Ecology*, 29(3): 287-293.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355-364.
- Ozenda, P. (1985). La végétation de la chaîne alpine. Paris. Masson. 330 pp.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Reier Ú., 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.
- Pérez Morales, C., Penas Merino, A., Herrero Cembranos, L., del Río González, S., Pérez Romero, R. & Hernansanz Rubio, J.L. (2003). Datos sobre plantas vasculares amenazadas de la provincia de León. Situación actual. *Acta Bot. Barc.*, 49: 77-81.
- Pitman, N.C.A., Terborgh, J., Silman, M.R. & Nuez, P. (1999). Tree species distribution in an upper Amazonian forest. *Ecology*, 80: 2651-2661.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellín, R.A., Master, L.L. & Keith, D.A. (2002). Limits To The Use Of Threatened Species Lists. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(11): 503-507.
- Rabinowitz, D., Cairns, S. & Dillon, T. (1986). Seven forms of rarity and their frequency in the flora of British Isles. In: Soule, M. -ed-. *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. In: H. Synge (ed.) *The biological aspects of rare plant conservation*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Sjöström, A. & Gross, C.L. (2006). Life-history characters and phylogeny are correlated with extinction risk in the Australian angiosperms. *Journal of Biogeography*, 33(2): 271-290.
- Soulé, M.E. & Mills, L.S. (1992). Conservation genetics and conservation biology: a trouble marriage. In: Sandlund, O.T., Hindar, K. & Brown, A.H.D. -eds-. *Conservation of Biodiversity for Sustainable Development*. Scandinavian University Press, Oslo.
- Thompson, K., Gaston, K.J. & Band, S.R. (1999). Range size, dispersal and niche breadth in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology*, 87: 150-155.
- UICN (2001). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- UICN (2003). Directrices para Emplear los Criterios de la Lista Roja de la UICN a Nivel Nacional y Regional. Versión 3.0. Preparadas por la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN.
- VVAA (2000). Lista roja de flora vascular española. (valoración según categorías UICN). *Conservación vegetal*, 6 (extra).

ANEXO (3)

Flora amenazada orocantábrica

Se detallan a continuación las características biológicas asignadas a las 44 plantas amenazadas consideradas en este trabajo, indicando, para cada una de ellas, la categoría UICN actual (Cat.), el número de cUTM que ocupan en el territorio Orocantábrico (nUTM), y las clases de representatividad geográfica (RG), extensión de presencia (EP), altitud (Alt.), fotofilia (Luz), basofilia/acidofilia (pH), higrofilia (Hum), el tipo de Rabinowitz, las amenazas conocidas (Biolo.- biológicas; Antrop.- antrópicas), el tipo biológico, el área de distribución y la alianza fitosociológica más representativa de cada taxon. La descripción de las clases se indica en la TABLA 3-1 y en el texto.

<i>Androsace cantabrica</i> (Losa & P.Monts.) Kress											<i>Andcan</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
EN	5	5	2	4	3	2	3	R5	Biolog.		
Caméfito		Endémica		<i>Juniperion nanae</i>							
Referencias: Benito Garzón <i>et al.</i> , 2004; DATOS PROPIOS											
<i>Androsace halleri</i> L.											<i>Andhal</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	2	3	1	4	3	2	3	R4	Biol.+ Antrop.		
Caméfito		B-A		<i>Juniperion nanae</i>							
Referencias: Benito <i>et al.</i> , 2004											
<i>Artemisia cantabrica</i> (M.Laínz) M.Laínz											<i>Artcan</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	5	5	4	4	3	4	1	R4	Biol.+ Antrop.		
Hemicriptófito		Endémica		<i>Festucion burnatii</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Aster pyrenaicus</i> Desf. ex DC.											<i>Astpyr</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
CR	3	5	1	1	2	4	3	R4	Biol.+ Antrop.		
Geófito		Subendémica		<i>Trifolion medii</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; Jiménez-Alfaro <i>et al.</i> , 2004, 2005; DATOS PROPIOS											
<i>Callianthemum coriandrifolium</i> Rchb.											<i>Calcor</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	4	5	2	4	2	4	3	R0	Biol.+ Antrop.		
Hemicriptófito		B-A		<i>Armerion cantabricae</i>							
Referencias: Nava Fernández <i>et al.</i> , 2004											
<i>Callitriche palustris</i> L.											<i>Calpal</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
EN	10	3	4	3	2	3	5	R1	Antrop.		
Hidrófito		AD		<i>Ranunculion fluitantis</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											

<i>Callitriche platycarpa</i> Kütz.											<i>Calpla</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	6	2	4	2	2	3	5	R1	Antrop.		
Hidrófito		AD		<i>Ranuncion fluitantis</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Campanula latifolia</i> L.											<i>Camlat</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	6	3	4	3	2	3	3	R1	Biol.+ Antrop.		
Hemicriptófito		AD		<i>Corylo-Populion tremulae</i>							
Referencias: Mora, 2006											
<i>Cardamine gallaecica</i> (M.Laínz) Rivas Mart. & Izco											<i>Cargal</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	3	3	3	2	2	2	5	R4	Biolog.		
Hemicriptófito		Subendémica		<i>Caricion remotae</i>							
Referencias: Pérez Morales <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Carex diandra</i> Schrank											<i>Cardia</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	2	3	1	3	3	4	5	R2	Biol.+ Antrop.		
Hemicriptófito		B-A		<i>Magnocaricion elatae</i>							
Referencias: Gunnemann, 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Centaureum somedanum</i> M.Laínz											<i>Censo</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	7	5	2	2	3	5	5	R7	Antrop.		
Caméfito		Endémica		<i>Pinguicilion longifoliae</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; Jiménez-Alfaro, 2005; DATOS PROPIOS											
<i>Cochlearia pyrenaica</i> DC.											<i>Cocpyr</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
EN	2	4	1	3	2	5	5	R3	Biolog.		
Hemicriptófito		B-A		<i>Cratoneurion commutati</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; Jiménez-Alfaro <i>et al.</i> , 2005; DATOS PROPIOS											
<i>Draba hispanica</i> Boiss. subsp. <i>lebrunii</i> P.Monts											<i>Drahis</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	3	5	1	4	3	4	3	R4	Biolog.		
Caméfito		Endémica		<i>Armerion cantabricae</i>							
Referencias: García González <i>et al.</i> , 1992											
<i>Drosera longifolia</i> L.											<i>Drolon</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	1	1	1	3	2	1	5	R3	Biolog.		
Hemicriptófito		B-A		<i>Caricion nigrae</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Empetrum nigrum</i> L. subsp. <i>nigrum</i>											<i>Empni</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	2	5	1	4	2	2	3	R0	Biol.+ Antrop.		
Caméfito		B-A		<i>Juniperion nanae</i>							
Referencias: Jiménez-Alfaro <i>et al.</i> , 2006; DATOS PROPIOS											

<i>Equisetum sylvaticum</i> L.											<i>Equisyl</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	4	1	4	3	1	3	4	R1	Biolog.		
Geófito		B-A		<i>Alnion incanae</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Fritillaria legionensis</i> Llamas & Andrés											<i>Frileg</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	4	5	2	3	3	2	3	R5	¿?		
Geófito		Endémica		<i>Cynosurion cristati</i>							
Referencias: Llamas & Andrés, 1983											
<i>Gymnadenia odoratissima</i>											<i>Gymmodo</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	4	2	2	3	3	4	4	R0	Biol.+ Antrop.		
Geófito		AD		<i>Molinion caeruleae</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Isoetes velatum</i> A.Braun subsp. <i>asturicense</i> (M.Laínez) Rivas Mart. & Prada											<i>Isovel</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	2	2	3	3	3	1	5	R3	Biolog.		
Geófito		IBE		<i>Littorellion uniflorae</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Lathyrus bauhinii</i> Genty											<i>Latbau</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	5	3	3	3	2	4	3	R1	Biol.+ Antrop.		
Hemicriptófito		AD		<i>Potentillo montanae-Brachypodion rupestris</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Leontodon farinosus</i> Merino & Pau											<i>Leofar</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	1	1	1	3	3	4	1	R4	¿?		
Hemicriptófito		Subendémica		<i>Saxifragion trifurcato-canaliculatae</i>							
Referencias: Nieto Feliner, 1985											
<i>Narcissus pallidiflorus</i> Pugsley											<i>Narpal</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	4	1	1	1	3	2	3	R0	Biol.+ Antrop.		
Geófito		AD		<i>Ilici-Fagion</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Nepeta cantabrica</i> Ubera & Valdés											<i>Nepca</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	3	5	1	2	3	4	2	R5	¿?		
Hemicriptófito		Endémica		<i>Dauco-Melilotion</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Nothobartsia spicata</i> (Ramond) Bolliger & Molau											<i>Notspi</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	4	2	2	2	3	4	3	R5	Biolog.		
Hemicriptófito		Subendémica		<i>Potentillo montanae-Brachypodion rupestris</i>							
Referencias: Pedrol & Aedo, 1996; DATOS PROPIOS											

<i>Nuphar luteum</i> (L.) Sm. subsp. <i>pumilum</i> (Timm) Bonnier & Layens											<i>Nuppum</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
VU	1	5	1	3	3	2	5		R3	Biolog.	
Hidrófito		B-A		<i>Nymphaeion albae</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Odontites asturicus</i> (M.Laínz) M.Laínz											<i>Odoast</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
EN	6	5	1	4	3	4	1		R5	Biol.+ Antrop.	
Terófito		Endémica		<i>Festucion burnatii</i>							
Referencias: García Rodríguez <i>et al.</i> , 2004; DATOS PROPIOS											
<i>Orobanche teucryi</i> Holandre											<i>Oroteu</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
VU	5	2	4	3	3	4	2		R0	¿?	
Geófito		AD		<i>Genistion occidentalis</i>							
Referencias: Carlón <i>et al.</i> , 2002											
<i>Paeonia mascula</i> (L.) Mill.											<i>Paemas</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
VU	1	2	1	2	3	3	3		R1	Biolog.	
Geófito		IBE		<i>Quercion pyrenaicae</i>							
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Potentilla fruticosa</i> L.											<i>Potfru</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
VU	7	2	4	3	3	5	4		R3	Biolog.	
Hemicriptófito		B-A		<i>Caricion davallianae</i>							
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2003; Jiménez-Alfaro <i>et al.</i> , 2005; DATOS PROPIOS											
<i>Primula pedemontana</i> Thomas ex Gaudin											<i>Priibe</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
VU	1	5	1	4	3	2	2		R5	¿?	
Hemicriptófito		B-A		<i>Linario saxatilis-Senecionion carpetani</i>							
Referencias: Losa & Montserrat, 1953											
<i>Quercus pauciradiata</i> Penas, Llamas, Pérez Morales & Acedo											<i>Quepa</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
CR	2	5	2	2	3	2	2		R4	Biolog.	
Fanerófito		Endémica		<i>Quercion pyrenaicae</i>							
Referencias: Llamas <i>et al.</i> , 2004											
<i>Ranunculus montserratii</i> Grau.											<i>Ranmon</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
CR	1	5	1	3	2	2	3		R5	Biol.+ Antrop.	
Hemicriptófito		Endémica		<i>Linarion triornithophorae</i>							
Referencias: Llamas <i>et al.</i> , 2003, Castro <i>et al.</i> , 2005											
<i>Ranunculus parnassifolius</i> L. subsp. <i>muniiellensis</i> Bueno, Fern.Casado & Fern.Prieto											<i>Ranmun</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo	Rabinowitz	Amenazas	
VU	1	5	1	3	3	2	2		R7	Biolog.	
Hemicriptófito		Endémica		<i>Linario saxatilis-Senecionion carpetani</i>							
Referencias: Bueno <i>et al.</i> , 1992; Jiménez-Alfaro <i>et al.</i> , 2004; DATOS PROPIOS											

<i>Ranunculus seguieri</i> Vill. subsp. <i>cantabricus</i> Rivas Mart., Izco & M.J.Costa											<i>Ranca</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	3	5	2	4	3	4	2	R6	Biolog.		
Hemicriptófito			Endémica		<i>Linarion filicaulis</i>						
Referencias: Díaz González <i>et al.</i> , 2004											
<i>Salix breviserrata</i> Flod. subsp. <i>fontqueri</i> T.E.Díaz, Fern.Prieto & Nava											<i>Salfon</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	3	5	1	4	3	4	1	R6	Biolog.		
Caméfito			Endémica		<i>Armerion cantabricae</i>						
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Salix hastata</i> L. subsp. <i>picoeuropeana</i> (M.Laínz) T.E.Díaz, Fern.Prieto & Nava											<i>Salhas</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	1	5	1	4	3	5	4	R7	Biol.+ Antrop.		
Caméfito			Endémica		<i>Caricion davallianae</i>						
Referencias: Nava Fernández & Fernández Casado, 2004											
<i>Saxifraga aretioides</i> Lapeyr. subsp. <i>felineri</i> (Vargas) Nava & Fern.Casado											<i>Saxfel</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	4	5	1	2	3	5	1	R5	Biolog.		
Caméfito			Endémica		<i>Saxifragion trifurcato-canaliculatae</i>						
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Saxifraga babiana</i> T.E.Díaz & Fern.Prieto											<i>Saxba</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	8	5	2	3	3	4	2	R4	Biol.+ Antrop.		
Caméfito			Endémica		<i>Saxifragion trifurcato-canaliculatae</i>						
Referencias: Pérez Morales <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Soldanella alpina</i> L. subsp. <i>cantabrica</i> Kress											<i>Solcan</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	2	5	3	3	2	4	3	R7	Biolog.		
Hemicriptófito			Endémica		<i>Armerion cantabricae</i>						
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Sorbus hybrida</i> L.											<i>Sorhyb</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	8	2	4	2	2	3	3	R1	Antrop.		
Mesofanerófito			AD		<i>Corylo-Populion tremulae</i>						
Referencias: DATOS PROPIOS											
<i>Spergula viscosa</i> Lag. subsp. <i>pouretii</i> M.Laínz											<i>Spepo</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	10	4	4	3	3	2	2	R4	Biolog.		
Terófito			Endémica		<i>Sedion pyrenaici</i>						
Referencias: Pérez-Morales <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											
<i>Spergula viscosa</i> Lag. subsp. <i>viscosa</i>											<i>Spevis</i>
Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas		
VU	9	5	4	4	3	2	2	R4	Biolog.		
Terófito			Endémica		<i>Linarion filicaulis</i>						
Referencias: Pérez-Morales <i>et al.</i> , 2003; DATOS PROPIOS											

***Tragopogon pseudocastellanus* G.Blanca & C.Díaz de la Guardia** *Trapse*

Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas
CR	1	5	1	3	3	2	2	R5	Biol.+ Antrop.

Hemicriptófito Endémica *Dauco-Melilotion*
Referencias: Llamas *et al.*, 2002, 2003, Castro *et al.*, 2005

***Utricularia minor* L.** *Utrmin*

Cat	nUTM	RG	EP	Alt	Luz	pH	Hum	Tipo Rabinowitz	Amenazas
VU	1	2	1	3	3	2	5	R3	Biol.+ Antrop.

Hidrófito AD *Utricularion*
Referencias: Díaz González *et al.*, 2003; DATOS PROPIOS

Capítulo 4 ■ Establecimiento de prioridades para la conservación de flora vascular en la Cordillera Cantábrica

- **Objetivos:** Elaborar un método de valoración de flora de interés para la conservación a partir de un sistema multi-criterio y multi-escala, con el fin de establecer un listado de plantas prioritarias en la Cordillera Cantábrica.
- **Metodología:** Se aplicó un sistema de selección de plantas prioritarias basado en una responsabilidad biogeográfica, mediante cuatro criterios relacionados con el interés de conservación a diferentes escalas: amenaza, protección, endemismo y rareza. Para cada uno de los criterios se definieron cuatro clases de importancia, que fueron transformadas a valores cuantitativos discretos mediante una valoración ponderada (valores entre 0 y 1). La puntuación final de cada planta se calculó mediante un índice ponderado de prioridad (IPP), obtenido del valor medio de los valores de cada clase. La capacidad del IPP para seleccionar objetivos de conservación fue comparada con un sistema de acumulación estándar, mediante un análisis exploratorio de la variabilidad de clases en ambos sistemas (PROXCAL) y la clasificación de grupos de prioridad (K-medias).
- **Resultados:** Fueron seleccionadas 123 plantas de interés para la conservación, de las cuales 42 son endémicas o subendémicas, 121 protegidas, 45 amenazadas a escala nacional, y 102 se identificaron como raras en el territorio. El sistema de valoración ponderada permitió definir 31 valores diferentes del IPP, donde los criterios de amenaza y endemismo fueron los que más peso aportaron al valor final. El análisis PROXCAL distinguió 34 combinaciones diferentes de las clases de prioridad. Los valores ponderados ofrecen una mayor capacidad de agrupamiento que el índice estándar.
- **Principales conclusiones:** El establecimiento de prioridades a partir de sistemas de valoración multi-criterio y multi-escala permite identificar las especies prioritarias de un territorio biogeográfico, aún cuando no existan estudios o listados previos, a partir de listados que valoren parcialmente el territorio. A la hora de utilizar los criterios de priorización, el método de valoración ponderada propuesto permite establecer rangos más amplios que los sistemas de acumulación estándar, ofreciendo mayor capacidad de interpretación y aplicabilidad. Aplicado a la necesidad de establecer prioridades para el desarrollo de acciones de conservación *in situ* y *ex situ*, el IPP desarrollado en este trabajo ofrece una elevada capacidad de discriminación de grupos de plantas prioritarias.

4.1 Introducción

La definición de prioridades es una necesidad para el desarrollo de las estrategias de conservación de biodiversidad (Shi *et al.*, 2005), que puede llevarse a cabo tanto para organismos como para áreas geográficas (Heath & Evans, 2000; Palmer & Smart, 2001; Anderson, 2002; Bañares *et al.*, 2003; Harris *et al.*, 2005). El concepto “especie prioritaria” y la elaboración de listados sobre ellas puede presentar diversas interpretaciones, en función de los objetivos para los que son creados (Possingham *et al.*, 2002). Entre los principales listados que sirven como herramienta para la gestión de especies de interés para la conservación, pueden destacarse tres tipos (Grammont & Cuarón, 2006): (1) Listados que definen un *grado de amenaza*; (2) listados de *carácter normativo o legal*, y (3) listados de *especies prioritarias para la conservación*. Estos tres grupos pueden ser aplicados, además, de forma complementaria, a la hora de elaborar las estrategias de conservación en un territorio dado.

Los listados que definen un riesgo de extinción representan la perspectiva más utilizada en la actualidad, siguiendo criterios de tipo biológico como la viabilidad de poblaciones o especies. La categorización de la UICN (2001) representa la herramienta más extendida, considerándose además como la más útil para la valoración de un territorio amplio (Grammont & Cuarón, 2006). A pesar de su utilidad, los listados basados en el riesgo de extinción de especies presentan dos limitaciones principales: (1) la dificultad de aplicación a escalas geográficas reducidas (UICN, 2003) y (2) la necesidad de considerar otros criterios de prioridad para la toma de decisiones (Mace & Lande, 1991). Debido a ello, algunos sistemas alternativos a la categorización UICN (Atkins, 2005; Nature Serve, 2005) incorporan criterios corológicos adicionales para definir grados de amenaza.

Un segundo tipo de listados está constituido por las denominadas prioridades políticas (Tenner, 2003) establecidas por las administraciones, definiendo categorías de protección en función de criterios diversos, como el grado de amenaza o la rareza en un ámbito geográfico determinado. En muchos casos, un consejo de expertos conocedores del grupo biológico a estudio representa el principal mecanismo de selección de prioridades políticas, en función de los objetivos de la normativa legal: conservación de flora amenazada, interés económico o medicinal, aprovechamiento forestal. etc. La principal ventaja de estos listados reside en el valor legal del que están dotados, si bien su dificultad de renovación y la necesidad de un compromiso político hacen que, en la práctica, estos listados no reflejen todos los táxones que deberían considerarse como prioritarios.

Por último, los sistemas más completos de priorización están representados por los listados que definen especies de *interés para la conservación* (Keller & Bollmann, 2004; Harris *et al.*, 2005; Coates & Atkins, 2001) también llamados, de forma genérica, *listados de especies prioritarias* (Pärtel *et al.*, 2004; Fransworth *et al.*, 2006; Dunn *et al.*, 1999; Master, 1991), los cuales aparecen como alternativa o complemento a los listados basados únicamente en un riesgo de extinción. Se trata de sistemas mixtos de categorización, en los cuales pueden integrarse diferentes factores (multi-criterio), y que permiten definir prioridades *ad hoc*, en función de unos objetivos propios de conservación. Una de las novedades de estos sistemas consiste en aplicar, junto a las categorías de amenaza, otros criterios relacionados con la distribución y rareza de los táxones evaluados a través de sistemas multi-escala, evitando la sobre-valoración de especies raras a escala local, y desestimando acciones de conservación cuando su viabilidad está asegurada en regiones limítrofes (Eaton *et al.*, 2005). La principal limitación de estos sistemas se debe a la gran variabilidad de metodologías de selección y valoración de los criterios empleados, lo que los hace difícilmente comparables o aplicables en otros territorios.

La mayor parte de los sistemas mencionados son aplicados para priorizar organismos en territorios de tamaño medio o grande, a una escala nacional o regional (en el sentido UICN, 2001). Sin embargo, establecer prioridades en territorios geográficamente atípicos puede plantear dificultades metodológicas. El ejemplo más característico lo constituyen las áreas geográficas de tamaño reducido, para las cuales los criterios UICN son difícilmente aplicables (UICN, 2003). Entre los nuevos conceptos creados para priorizar táxones en territorios reducidos destaca el de *responsabilidad* en la conservación de una especie (Avery *et al.*, 1995; Dunn *et al.*, 1999), creado en principio para la valoración de aves reproductoras en áreas de invernada, y basado en una aproximación multi-escala y multi-criterio. El concepto de responsabilidad valora táxones atendiendo a su interés tanto en el marco de la biodiversidad global como en el territorio concreto de estudio, lo que puede ser aplicado para la definición de clases de responsabilidad (Keller & Bollmann, 2004). Una interpretación más amplia de este concepto afecta a las administraciones, en tanto en cuanto son responsables políticas de los recursos genéticos que gestionan (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2007). Sin embargo, las estrategias de conservación apuntan, cada vez más, a la valoración de especies en territorios biogeográficos, como unidades diferenciadas sobre las que desarrollar acciones de conservación. En estos casos, los centros de investigación o gestión, considerados la primera “línea de batalla” en conservación, deben en ocasiones seleccionar las especies prioritarias, en función de una *responsabilidad biogeográfica*. Un ejemplo característico de ello lo representa la iniciativa de la red europea ENSCONET, donde se plantea la

recolección de semillas de especies prioritarias en el marco de las regiones biogeográficas europeas (Bonomi, com.pers.).

En el presente trabajo se desarrolla un sistema de priorización de flora vascular en la Cordillera Cantábrica, un territorio biogeográfico ubicado en el norte de la Península Ibérica, y considerado un área de especial interés para la conservación en el ámbito europeo y peninsular (ver capítulo 1). Debido a la situación administrativa de la Cordillera Cantábrica, los listados relacionados con la conservación de plantas actualmente vigentes resultan demasiado amplios, como las listas rojas de España (VVAA, 2001; Bañares *et al.*, 2004) o demasiado parciales, en el caso de los catálogos normativos de las Comunidades Autónomas (Figura 4-1). El principal objetivo de este trabajo es establecer un método de valoración de la flora vascular de la Cordillera Cantábrica a partir de un sistema multi-criterio y multi-escala, que tome en consideración los listados actualmente vigentes a otras escalas. La principal utilidad de un listado priorizado para la Cordillera Cantábrica es la de servir como herramienta para la asignación de recursos para la conservación *in situ* o *ex situ* de plantas vasculares. De manera complementaria, en este trabajo se define también un sistema para la puntuación de los criterios de prioridad comúnmente utilizados en los listados multi-criterio. El objetivo es evaluar un sistema de valoración que pueda ser aplicado en diferentes ámbitos, y que ofrezca una mejor interpretación que los sistemas comúnmente aplicados.



Figura 4-1. Ubicación del área de estudio (territorio Orocantábrico, señalado con una flecha) en relación con los territorios para los que se han definido listados de prioridades de conservación: España (VVAA, 2001; Bañares *et al.*, 2004); Castilla y León (D 63/2007 B.O.C.y L.) y Asturias (D 65/95 BOPA).

4.2 Metodología

4.2.1 Criterios de selección y definición de clases

Debido a la imposibilidad práctica de valorar toda la flora de la Cordillera Cantábrica, se estableció un listado inicial de plantas de interés para la conservación. Para ello se seleccionaron todas las plantas silvestres del territorio biogeográfico orocantábrico incluidas en alguna de las categorías de amenaza UICN, tomando como referencia los listados disponibles: la lista roja nacional (VVAA, 2001) y su actualización parcial, realizada para el Atlas y Libro Rojo (Bañares *et al.*, 2004), excluyendo en ambos casos las plantas pertenecientes a categorías de “no amenaza” (NT o DD).

De forma complementaria, y con el fin de considerar las prioridades políticas del territorio, se utilizaron los catálogos de flora protegida promulgados por los gobiernos del Principado de Asturias (D 65/95 B.O.P.A.) y Castilla y León (D 63/2007 B.O.C.yL.), excluyendo en este caso las categorías destinadas al manejo de plantas forestales, medicinales o de otra índole (plantas de “interés especial” y de “aprovechamiento regulado”, respectivamente).

Los criterios de valoración de las plantas seleccionadas se definieron a partir de una perspectiva multi-escala, estrategia útil para integrar factores biogeográficos en la selección de prioridades (Dunn *et al.*, 1999; Stein, 2002; Partel *et al.*, 2005), y que permite solventar las limitaciones de aplicar una única escala en la valoración de la amenaza o rareza de especies (Hartley & Kunin, 2003). Para ello se aplicaron cuatro criterios, que contemplan sendas escalas geográficas: los dos utilizados para la selección de plantas: (1) grado de amenaza en el ámbito nacional y (2) estatus de protección regional; y dos nuevos criterios que consideran la exclusividad en el territorio de estudio: (3) el grado de endemividad, y (4) el grado de rareza en la Cordillera Cantábrica.

Para cada uno de los criterios se definieron cuatro clases de importancia, de las cuales la más baja representa un “criterio nulo” (Tabla 4-1). Las clases de amenaza y protección se basan en los rangos preestablecidos en los listados de referencia, mientras que las otras dos variables (endemividad y rareza) sirven como “correctores geográficos”. El grado de endemividad define la exclusividad de las plantas en el ámbito del norte peninsular, mientras que las clases de rareza consideran “rara” cualquier planta cuya área de ocupación es inferior al 5% del territorio, en relación con el número de cUTM de 10x10 km en las que la planta está presente (Tabla 4-1).

Criterio	Ámbito	Clases	Descripción
Amenaza (AME)	España	AME1	En peligro crítico (CR), UICN nacional
		AME2	En peligro (EN), UICN nacional
		AME3	Vulnerable (VU), UICN nacional
		AME4	- No amenazada -
Protección (PRO)	Autonómica	PRO1	En peligro de extinción (D65/95 PA ó DCyL)
		PRO2	SAH (D65/95 PA) ó VU (DCyL)
		PRO3	Vul (D65/95 PA) ó At.Pref. (DCyL)
		PRO4	- No protegida -
Endemidad (END)	Área cantábrica	END1	Endemismo de un único sector orocantábrico
		END2	Endemismo orocantábrico
		END3	Subendemismo orocantábrico
		END4	- Otras distribuciones -
Rareza (RAR)	Orocantábrico	RAR1	AO: 1 % territorio (1 cUTM)
		RAR2	AO: 2 % territorio (2 ó 3 cUTM)
		RAR3	AO: 3-5 % territorio (3 a 7 cUTM)
		RAR4	- Planta común – (AO > 5 %; y > 7 cUTM)

Tabla 4-1. Descripción de los criterios y clases definidos para la valoración de las plantas seleccionadas.

4.2.2 Valoración de clases y elaboración de un índice de prioridad

Las metodologías para la valoración de prioridades pueden ser agrupadas en dos tipos principales: sistemas *por categorías* y *de acumulación*. Los sistemas por categorías se basan en la asignación de grupos de prioridad preestablecidos, a partir de reglas numéricas o de otro tipo, como en el caso del sistema de categorización de amenaza UICN (2001). Los sistemas de acumulación, por su parte, se basan en la asignación de rangos o puntuaciones de prioridad (p.ej., de 1 a 4, para 4 clases) y su valoración conjunta, mediante suma, media ponderada, etc. (Carter *et al.*, 2000). A estos procedimientos se les suele atribuir una excesiva arbitrariedad frente a la asignación de un valor numérico o puntuación, lo que dificulta su posterior interpretación (Mace *et al.*, 2007). Algunos autores han propuesto sistemas mixtos, estableciendo categorías a partir de la acumulación de valores altos de prioridad (Kéller & Bollmann, 2004), como en el caso del “cubo de conservación” propuesto por Avery *et al.* (1994), según el cual los criterios implicados son ponderados por igual, considerando siempre la acumulación de valores altos como un signo de prioridad. Sin embargo, cuando se dispone de un número elevado de criterios o clases, la aplicación de categorías cruzadas puede resultar demasiado compleja, ya que las combinaciones de casos son numerosas, dificultando la asignación de prioridades y la interpretación de las categorías obtenidas.

En este trabajo se propone un sistema de acumulación que parte de una valoración ponderada de los criterios de prioridad, en relación con el número de casos que comparten cada una de las clases. Dado que lo más común es disponer de categorías ordinales, donde las clases superiores implican un mayor grado de prioridad o importancia, se ha considerado que los esfuerzos de conservación destinados a cada especie dependen de la frecuencia de casos que comparten cada clase. De este modo, un elevado número de especies en las categorías de mayor importancia debe implicar dedicarles un mayor esfuerzo relativo. Se definió así una escala de valoración de 0 a 1, donde el valor máximo (=1) le corresponde siempre a la clase de mayor prioridad (Clase 1), y el valor 0 a la clase inferior, en este caso definida como “propiedad nula” (clase 4). Los valores intermedios de cada clase se calcularon en función de la frecuencia acumulada de casos, en sentido ascendente, y transformada a un intervalo de 0 a 1. De este modo, si las frecuencias intermedias de las clases 2 y 3 fueran del 30% y 20%, el valor adquirido sería de 0.3 (= 30%) y de 0.5 (= 30%+20%), respectivamente. En este ejemplo, el hecho de que el 50% restante de casos se incluyeran en el valor de mayor prioridad (=1; frecuencia acumulada siempre = 100%), implicaría un mayor esfuerzo de conservación hacia esas plantas, atendiendo a ese criterio. En el caso contrario, cuando las clases intermedias presentan un elevado número de casos (por ejemplo, 50% y 40%), su diferencia respecto a las clases superiores sería menor (0.5 y 0.9) lo que implicaría un aumento de esfuerzo sobre estos grupos, aunque siempre inferior al dedicado a la clase superior (=1). Siguiendo este procedimiento se calculó el valor ponderado de cada una de las clases disponibles. A partir de la media aritmética de los valores ponderados se calculó un *Índice Ponderado de Prioridad (IPP)* para cada planta, según la siguiente expresión:

$$IPP_i = (vp_i AME + vp_i PRO + vp_i END + vp_i RAR) / 4$$

donde IPP_i es el Índice ponderado de Prioridad de cada planta; y $vp_i(x)$ el valor de percentil adquirido por la planta en cada criterio. La correlación entre los valores ponderados calculados se evaluó mediante el índice *Tau de Kendall*, considerado apropiado para la comparación de valores semi-cuantitativos, mientras que la relación de cada variable con el IPP final se calculó mediante el coeficiente de correlación de Pearson.

4.2.3 Comparación con un sistema por rangos

Con el fin de comparar los valores de IPP con un sistema de acumulación estándar, se elaboró un índice basado en la asignación de valores ordinales de 1 a 4, y el cálculo de un índice final obtenido a partir de la suma de dichos valores, siguiendo la tendencia más comúnmente utilizada para estos sistemas (Mace *et al.* 2007; Marsh *et al.*, 2007). Los valores de prioridad obtenidos mediante ambos métodos fueron

evaluados en función de su capacidad de discriminación de grupos de prioridad, mediante un análisis exploratorio de los valores adquiridos por las clases y los índices finales. Las plantas evaluadas fueron sometidas a un análisis multivariante, utilizando un método multidimensional no métrico (MDMS), de tipo PROXCAL. A partir de los valores de similitud obtenidos se creó un gráfico de ordenación simple, utilizando los valores de los ejes de ordenación para la clasificación de las muestras, mediante un análisis jerárquico de conglomerados. Finalmente, se utilizó el número de grupos más adecuado en cada caso para clasificar los valores del Índice ponderado de Prioridad (IPP) y el índice de puntuación por rangos, mediante un análisis de conglomerados K-medias. Todos los análisis multivariantes se realizaron mediante el programa estadístico SPSS 14.0, utilizando la distancia euclídea como medidas de similitud.

4.3 Resultados

4.3.1 Valoración de clases

Fueron seleccionadas 123 especies y subespecies de interés para la conservación en el territorio Orocantábrico –ANEXO (4)–, por formar parte de los listados de flora prioritaria utilizados como criterios de selección (listados de amenaza nacionales y catálogos de protección regionales).

Los valores asignados a las clases intermedias, en función de la frecuencia acumulada, fueron más altos para los criterios de amenaza y protección, debido a la elevada frecuencia de las categorías inferiores (Tabla 4-3). Por el contrario, los valores de las categorías intermedias de endemidad y rareza resultaron más distantes, debido a la elevada frecuencia relativa de los categorías superiores (Figura 4-2). La correlación entre los valores asignados a cada planta resultó significativa en la mayor parte de los casos (Tabla 4-2), si bien con unos coeficientes inferiores a 0.5. Los valores más altos se obtuvieron entre los criterios de Amenaza y Protección (0.460), y los criterios de Amenaza y Endemidad (0.417).

	AME	PRO	END	RAR
AME	-			
PRO	0.460(**)	-		
END	0.417(**)	0.212(*)	-	
RAR	0.189(*)	0.211(**)	-0.018	-

Tabla 4-2. Correlación entre los criterios de las plantas prioritarias, en función de los valores ponderados o de frecuencia acumulada, según el índice *Tau de kendall*; Se indican como (**) las correlaciones significativas a nivel $p < 0.01$, y como (*) a nivel $p < 0.05$.

Amenaza	AME1	AME2	AME3	AME4
Nº total de casos	4	4	37	78
Frecuencia (N=45)	8.9%	8.9%	82.2%	-
Valor	1	0.911	0.822	0
Protección	PRO1	PRO2	PRO3	PRO4
Nº total de casos	3	27	91	2
Frecuencia (N=121)	1.7%	22.3%	76.0%	-
Valor	1	0.983	0.760	0
Endemicidad	END1	END2	END 3	END4
Nº total de casos	20	7	15	81
Frecuencia (N=42)	35.7%	16.7%	35.7%	-
Valor	1	0.524	0.357	0
Rareza	RAR1	RAR2	RAR3	RAR4
Nº total de casos	21	21	47	34
Frecuencia (N=102)	21.2%	31.3%	47.5%	-
Valor	1	0.788	0.475	0

Tabla 4-3. Valores asignados a cada una de las clases de amenaza (AME), protección (PRO), endemicidad (END) y rareza (RAR), en función de la frecuencia acumulada (N = número de casos positivos, excluyendo AME4, PRO4, END4 y RAR4). La descripción de cada clase se muestra en la Tabla 4-1.

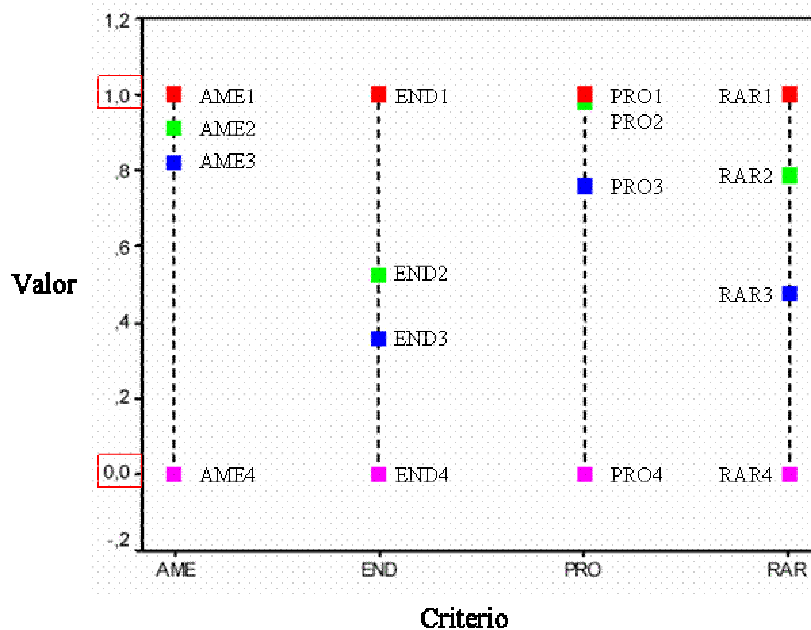


Figura 4-2. Rangos de valoración asignados a cada uno de los criterios de prioridad, en función de la frecuencia acumulada, para las clases de amenaza (AME), endemicidad (END), protección (PRO) y rareza (RAR).

4.3.2 Índice Ponderado de Prioridad

A partir del *Índice Ponderado de Prioridad* (IPP) se establecieron 31 valores diferentes para las 123 plantas estudiadas, con valores finales entre 0.23 y 1, y un valor medio de 0.49 (desv. est. = 0.20). Los criterios con una mayor correlación frente al índice ponderado fueron el grado de Amenaza (AME; Coef. Spearman = 0.830) y de endemidad (END; Coef. Spearman = 0.703), seguidos de la rareza (RAR; Coef. Spearman = 0.534) y el status de protección (PRO; Coef. Spearman = 0.389).

Las plantas que figuran entre los primeros puestos del IPP están formadas casi exclusivamente por endemismos de la Cordillera Cantábrica, amenazados a escala nacional, y que forman además parte de los listados autonómicos, como *Tragopogon pseudocastellanus* (IPP=1), *Draba hispanica* subsp. *lebrunii* (IPP=0.90), *Androsace cantabrica* (IPP=0.85) o *Aster pyrenaicus* (IPP=0.79). En los valores < 0.78, el criterio de endemidad adquiere menor relevancia, dominando las plantas orófilas del ámbito alpino o mediterráneo incluidas en las listas rojas nacionales, y protegidas también a escala autonómica. Tal es el caso de *Saponaria caespitosa* (IPP=0.59), *Ephedra nebrodensis* (IPP=0.54), *Bartsia alpina* (IPP=0.44), *Senecio boissieri* (IPP=0.39) o *Carex frigida* (IPP=0.31). Finalmente, en los valores medios y bajos se sitúan plantas protegidas en el ámbito autonómico, pero sin grados de amenaza o endemidad relevantes, distribuidas en función de su rareza en la Cordillera Cantábrica.

4.3.3 Comparación de valores

El análisis de proximidad PROXCAL permitió obtener un mapa de distancias entre las 123 plantas consideradas, basado en la similitud de los valores asignados para cada una de las cuatro clases, según los dos sistemas de valoración comparados. La interpretación visual de dicho mapa se realizó en dos dimensiones (Figura 4-3). Los niveles de ajuste, con valores de *stress* = 0.022 (para los valores ponderados) y *stress* = 0.017 (para los valores ordinales) se consideran en ambos casos adecuados para la interpretación del espacio dimensional (Kruskal, 1964).

El número total de valores multivariantes fue de 45 en los dos casos, en relación con las combinaciones originales de las clases definidas para cada criterio. La clasificación de los valores de las coordenadas PROXCAL se realizó para una agrupación en 5 conglomerados, según la interpretación del gráfico resultante (Figura 4-3) y las relaciones entre los grupos de conglomerados interpretadas en la salida del programa SPSS. El mapa de ordenación permite apreciar una tendencia mayor al agrupamiento en el caso de los valores ponderados frente a los valores ordinales, que se corresponde con la aportación de los valores de amenaza (AME) y protección (PRO) al espacio multidimensional.

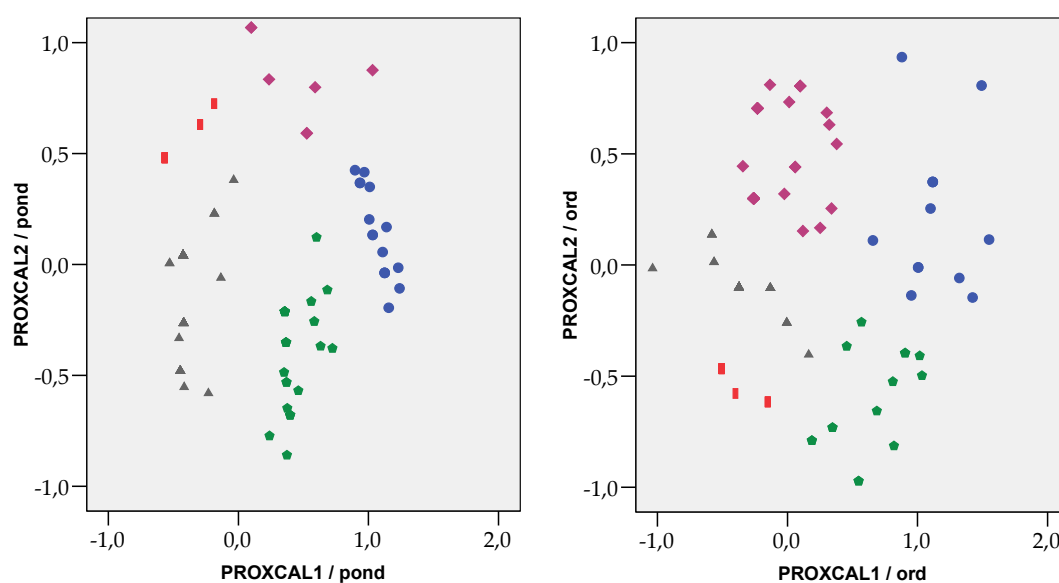


Figura 4-3. Mapa de dispersión de las 123 plantas analizadas, en función de las coordenadas de proximidad definidas en el análisis MDS PROXCAL (dimensiones 1 y 2), a partir de los criterios de amenaza, protección, endemividad y rareza, según los valores ponderados de 0 a 1 (pond) y ordinales, de 1 a 4 (ord). Se diferencian los 5 valores correspondientes a los grupos clasificados a partir de las coordenadas PROXCAL, en el análisis (*cluster*) de conglomerados.

El sistema de puntuación basado en la suma de valores ordinales (índice de acumulación estándar) ofreció un total de 11 valores diferentes, con un valor mínimo de 5 y un valor máximo de 16 (valor medio = 7.84; desv. est. = 2.27). En líneas generales, la secuencia de los valores adoptados por las 123 plantas evaluadas mantiene una tendencia decreciente, con un mayor número de casos de valores medios o bajos (Figura 4-4). Los valores del índice de prioridad ponderado (IPP) muestran una distribución continua, con valores idénticos únicamente en las puntuaciones más bajas. En relación con ello, la clasificación de los valores en 5 grupos ofrece una distribución más equitativa en el caso del IPP (Tabla 4-4).

		Grupo1	Grupo2	Grupo3	Grupo4	Grupo5
IPP	N=	13	17	18	65	10
	Vm=	0.90 (±0.06)	0.71 (±0.05)	0.53 (±0.01)	0.36 (±0.05)	0.19 (±0.00)
I-st	N=	1	1	14	37	70
	Vm=	16	14	12.07 (±0.92)	8.78 (±0.89)	6.29 (±0.70)

Tabla 4-4. Número de casos (N) y valor medio (Vm) para cada uno de los 5 grupos definidos a partir de los valores del índice ponderado de prioridad (IPP) y un índice ordinal estándar (I-st). Clasificación realizada a partir de un análisis de conglomerados K-medias.

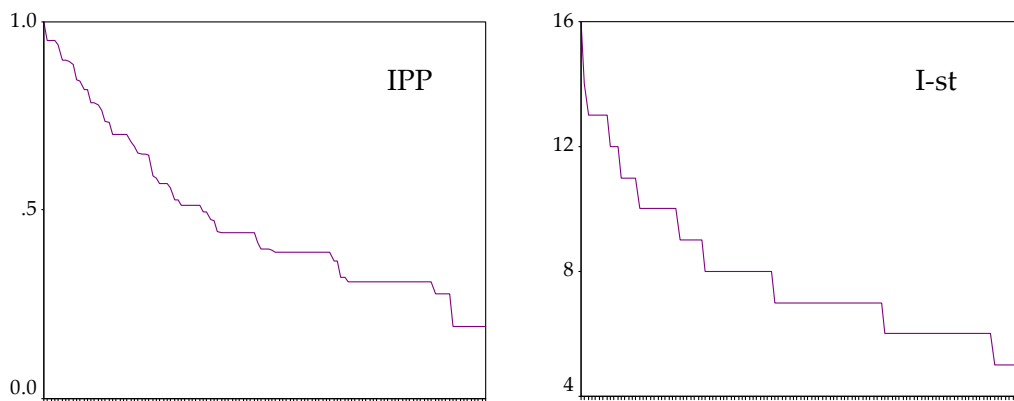


Figura 4-4. Secuencia ordenada, de mayor a menor valor, de los 123 táxones seleccionados (eje x), en función de los valores adoptados para el índice de prioridad ponderada (IPP) y el índice de acumulación estándar (I-st).

4.4 Conclusiones y discusión

4.4.1 Valoración ponderada de criterios

La elaboración de listados priorizados a partir de diferentes criterios es una estrategia comúnmente utilizada para la valoración de especies de interés para la conservación (Holsinguer & Gottlieb, 1991; Coates & Atkins, 2001; Kolberg, 2003; Partel *et al.*, 2005). En el caso de plantas vasculares, la rareza y endemidad se consideran factores estrechamente relacionados (Rabinowitz, 1984; Major, 1988), e implicados a su vez en la caracterización de plantas amenazadas o en peligro de extinción (Domínguez Lozano, 2003; Partel *et al.*, 2003). En el caso de las plantas evaluadas, el carácter de rareza que acompaña a las plantas protegidas a escala autonómica implica una correlación positiva con el resto de criterios, especialmente con la amenaza a escala nacional (Tabla 4-2).

La correlación entre criterios se ha considerado como una limitación para la valoración de prioridades (Mace *et al.*, 2007), debido a su efecto de sobrevaloración de los factores implicados. Sin embargo, la utilización de diferentes escalas hace que los valores de correlación resulten coherentes con una aplicación práctica del listado, de cara a definir acciones de conservación (Eaton *et al.*, 2005). Los valores de correlación obtenidos en este trabajo (entre 0.212 y 0.480) no impiden interpretar las diferencias que ofrecen los criterios empleados, en el conjunto de las plantas estudiadas. Dichas diferencias han permitido identificar una graduación de valores del *índice ponderado de prioridad* (IPP) en función de su significado biológico. De este modo, los primeros puestos del listado priorizado, con valores más altos del IPP

(ANEXO), están ocupados por plantas amenazadas y endémicas, para las cuales parece lógico establecer un grado de prioridad mayor. El mayor peso de estos dos criterios se debe principalmente a su baja frecuencia total (Tabla 4-3), haciendo que el número de casos nulos (=0) sea superior al resto. Este efecto representa la principal diferencia del sistema de valoración ponderada, respecto a los sistemas tradicionales de acumulación, donde la asignación de valores ordinales difícilmente marcan una diferencia sustancial entre la clase inferior (de carácter nulo) y el resto de clases. Debido a la definición de un mayor rango numérico (31 valores finales del IPP, frente a 11 del índice estándar), la discriminación de grupos de prioridad resulta más equitativa en el caso del IPP, diferenciando hasta 3 grupos de valores medio-altos. La principal asunción de la valoración del IPP consiste en considerar que las clases con mayor importancia obtienen valores más altos cuanto mayor número de casos incluyan, lo cual puede resultar coherente con los objetivos prácticos del establecimiento de prioridades de conservación. Sin embargo, la principal limitación de este sistema deriva de la incertidumbre ligada a los criterios utilizados, especialmente en el caso del grado de amenaza UICN, sujeto a la actualización de información y a diferentes interpretaciones de los criterios (Akçakaya *et al.*, 2000).

En cualquier caso, las posibles aplicaciones de los resultados obtenidos deben tener en cuenta tres recomendaciones básicas, extensibles a cualquier sistema de priorización: (1) permitir una actualización periódica, en función del conocimiento nuevo sobre los táxones considerados; (2) utilizar el listado priorizado como una herramienta de apoyo para las estrategias de conservación; y (3) contar con la colaboración y juicio crítico de expertos conocedores del grupo de estudio, a la hora de establecer los criterios e interpretar los resultados. Teniendo esto en cuenta, la aplicación de un sistema ponderado puede generar una priorización de especies con mayor aplicación que los sistemas de valoración cualitativa, más comúnmente desarrollados (Dunn *et al.*, 1999; Kéller & Bollmann, 2004; Bueno *et al.*, 2005; Kolberg, 2003). Debido a la sencilla aplicación de la frecuencia acumulada de casos, el mismo método podría ser aplicado a un mayor número de criterios o clases, incrementando así el rango de valores totales, y ofreciendo una graduación más escalonada.

4.4.2 Aplicaciones a escala biogeográfica

La principal ventaja de un listado multi-criterio y multi-escala se basa en su capacidad de adaptarse a un territorio concreto, independientemente del sistema de valoración de criterios empleado. En el caso de la Cordillera Cantábrica, los listados que cubren parcialmente el territorio han podido ser aplicados en conjunto para la elaboración de un valor único de prioridad, basado en una *responsabilidad biogeográfica*. El listado obtenido ofrece un número de plantas (123) muy por encima

de las prioridades definidas por cada uno de los listados actualmente disponibles, si son aplicados de forma individual. Además, el hecho de haber incorporado un listado normativo (criterio PRO) incrementa la capacidad de aplicación del mismo en el marco de una estrategia de conservación conjunta, considerando las prioridades políticas (Tenner, 2003), además de las biológicas, a partir de una interpretación amplia del concepto de responsabilidad.

Entre las aplicaciones de la priorización de especies de interés para la conservación, los procedimientos de reparto óptimo de recursos (*optimal allocation*) consideran el coste de realizar acciones de conservación para unas u otras especies (Possingham *et al.*, 2002; Marsh *et al.*, 2007). Con el fin de valorar la capacidad del listado generado en la asignación de recursos, los 5 grupos obtenidos a partir del IPP (Tabla 4-4) fueron evaluados en función de dos aplicaciones en el territorio: (1) su capacidad de cubrir las expectativas de conservación de los listados utilizados como referencia, y (2) su capacidad para destinar esfuerzos de conservación *ex situ*. En el primer caso, seleccionando como objetivos de conservación las 13 plantas incluidas en el primer grupo ($IP > 0.89$), se cubrirían las expectativas de las plantas de máxima prioridad en todos los casos (Tabla 4-5). Si hubiese que definir una estrategia de conservación a partir de recursos económicos limitados, la elaboración de planes de recuperación de los tres primeros grupos (48 especies y subespecies) implicaría a la mayor parte de las plantas incluidas en los rangos de mayor importancia. El elevado número de plantas asignadas al grupo 4 (63 casos) supone un aumento considerable del gasto, dedicado en su mayor parte a las plantas de menor prioridad. En el segundo caso, considerando la recolección de muestras de germoplasma en las localidades donde se conocen las plantas evaluadas, y estimando un gasto de recolección para cada una de ellas, puede definirse un rango económico de actuación que permita optimizar los recursos disponibles (Figura 4-5). El esfuerzo económico para la recolección de germoplasma en todas las localidades conocidas de las 48 plantas con valores > 0.5 (grupos 1, 2 y 3), sería tres veces menor que el esfuerzo dedicado al resto de plantas.

Considerando las necesidades de conservación a diferentes escalas, una estrategia inicial de actuación en el territorio debería, por tanto, destinar los fondos disponibles a las plantas incluidas en los tres primeros grupos. Esta consideración afectaría igualmente las perspectivas de conservación *in situ* y *ex situ* de plantas vasculares, las cuales deben considerarse de forma conjunta en las estrategias de conservación (Heywood & Dulloo, 2005). De forma complementaria, la asignación diferencial de recursos para la conservación *ex situ*, labor primordial de muchos centros de conservación, puede ser aplicada a partir de criterios específicos para la priorización de especies (Fransworth *et al.*, 2006).

IPP	UICN España			Catálogo Asturias			Catálogo Castilla y León		
	CR	EN	VU	P.Ex	SAH	Vul	P.Ex	Vul	At. P.
Grupo 1	<u>100</u>	50	37	<u>100</u>	13	0	<u>100</u>	36	2
Grupo 2	<u>100</u>	75	87	<u>100</u>	51	0	<u>100</u>	67	9
Grupo 3	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	89	0	<u>100</u>	88	18
Grupo 4	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	50	<u>100</u>	<u>100</u>	88
Grupo 5	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>	100	<u>100</u>	<u>100</u>	<u>100</u>

Tabla 4-5. Grado de correlación entre los 5 grupos de prioridad definidos a través del *Índice Ponderado de Prioridad* (IPP) y los listados de prioridades parciales vigentes en la Cordillera Cantábrica. Los números indican el porcentaje acumulativo de plantas incluidas en cada una de las clases del listado UICN España (VVAA, 2001; Bañares *et al.*, 2004), y los catálogos de flora amenazada de Asturias (D 65/92 PA) y Castilla y León (D-63/07, B.O.CyL).

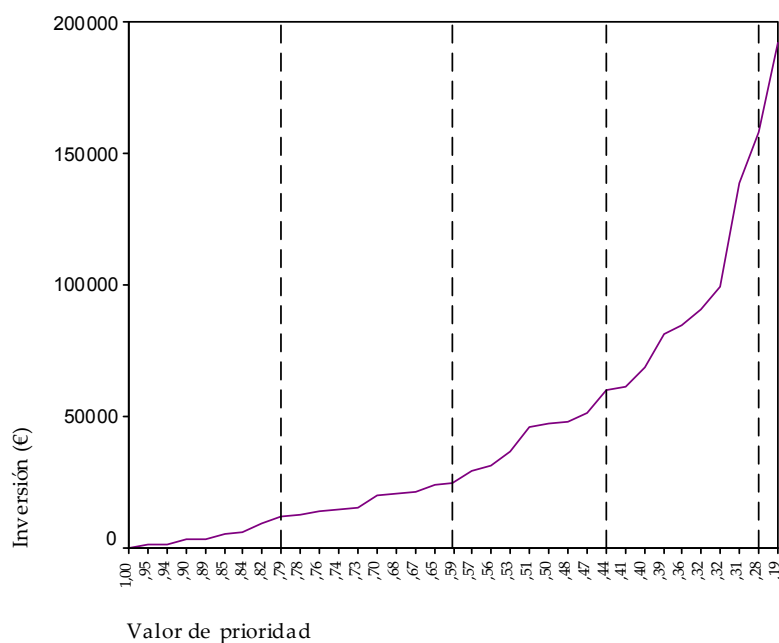


Figura 4-5. Incremento del gasto en inversión para la recolección de germoplasma de las plantas prioritarias de la Cordillera Cantábrica, en relación con los valores del IPP. Se ha estimado en 300 € el coste para la recolección de germoplasma de una única población por localidad (UTM) y planta, suponiendo una única visita, y sin tener en cuenta los costes posteriores de conservación o mantenimiento del germoplasma. Las líneas discontinuas separan los valores de los 5 grupos de prioridad definidos (ver Tabla 4-5).

4.4.3 Consideraciones finales

La definición de especies de interés para la conservación y la valoración de prioridades representan actividades clave para el desarrollo de una estrategia de conservación (Figura 4-6). Para ello es necesario considerar, en primer lugar, el marco de actuación en el que se desarrolla la actividad, en relación con los criterios de selección de plantas objetivo, como el grado de amenaza de las especies, su valor económico, valores culturales o sociales, etc. (Mace *et al.*, 2007; MacDonald *et al.*, 2007). Considerando que a escalas infranacionales la asignación de los criterios UICN puede plantear problemas de aplicación (UICN, 2003), los listados multi-criterio y multi-escala son una alternativa útil para la selección de objetivos, en el marco de las iniciativas de conservación actualmente vigentes (Williams *et al.*, 2003). Listados de este tipo permiten una visión conjunta de las prioridades de un territorio, a partir de los cuales valorar las estrategias de conservación, en función de sus características biológicas y ecológicas (Maxted & Guarino, 2003).

En la mayor parte de casos, los gobiernos (nacionales o autonómicos) son los responsables de realizar acciones de conservación en el territorio que gestionan. Sin embargo, muchas áreas biogeográficas, como las regiones montañosas, dividen territorios políticos con estrategias de conservación divergentes, o simplemente independientes. El concepto de responsabilidad, creado originalmente para áreas reducidas (Dunn *et al.*, 1999; Keller & Bollmann, 2004), es aplicable en el ámbito de territorios políticos de pequeño tamaño (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2007) y, como se muestra en el presente trabajo, puede también definirse una *responsabilidad biogeográfica* frente a la flora de áreas transfronterizas.

En el caso de la Cordillera Cantábrica, el listado desarrollado en este trabajo representa actualmente la única referencia destinada a esta escala, pudiendo servir como herramienta para la toma de decisiones sobre acciones de conservación, en un marco local, nacional o europeo. Este tipo de aproximaciones pueden resultar de especial interés para la gestión de los recursos compartidos en áreas de montaña, utilizando listados de prioridades ya existentes como herramienta para la definición de objetivos comunes, y complementando las iniciativas en esos ámbitos, de cara a la definición de estrategias de conservación en común (Bayfield *et al.*, 2005; Sundseth, 2005). A la hora de evaluar los criterios de priorización, el método propuesto en este trabajo puede ser aplicable para un número indeterminado de criterios y en cualquier situación geográfica, permitiendo, además, una valoración final gradual, que facilite la selección de objetivos para el desarrollo de acciones de conservación.

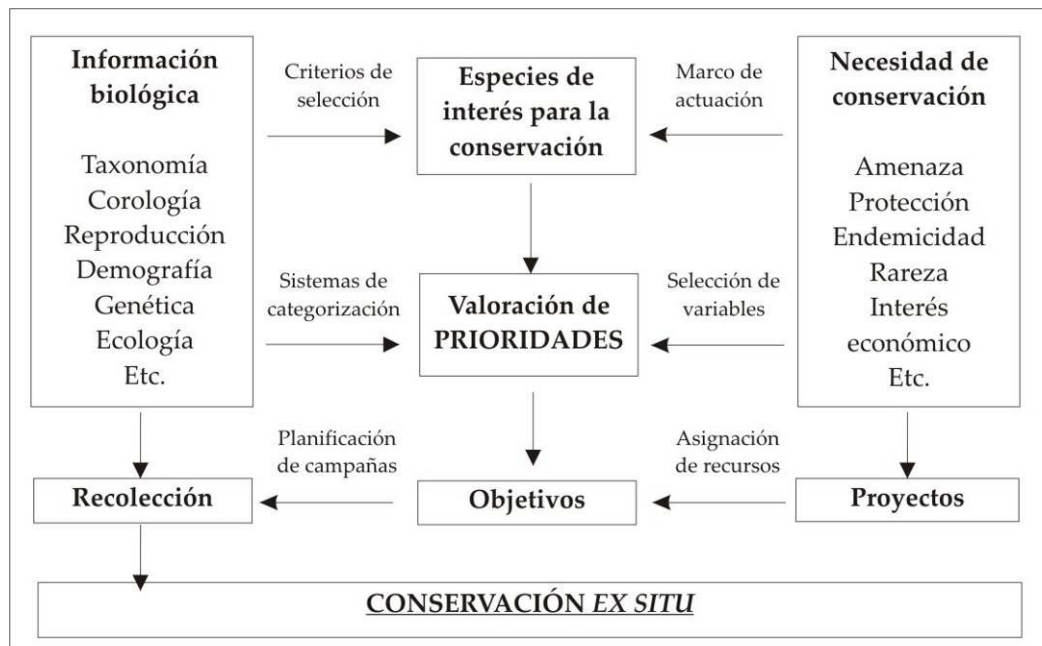


Figura 4-6. Marco de actuación para el desarrollo de una estrategia de conservación *ex situ* de plantas silvestres.

Referencias bibliográficas

- Akçakaya, 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(4): 1001-1013.
- Anderson, S. (2002). Identificación de áreas importantes para las plantas (Important Plant Areas - IPA's). Resumen del manual de selección de los sitios para Europa. Plant Life Internacional.
- Atkins, Ken (2005). Declared rare and priority flora list for Western Australia, 22 February 2005. Dept of Conservation and Land Manag. Como, WA. <http://florabase.calm.wa.gov.au/conservationtaxa>.
- Avery, M., D.W. Gibbons, R. Porter, T. Tucker & G. Williams, (1994). Revising the British Red Data List for birds: the biological basis of U.K. conservation priorities. *Ibis*, 137 (supplement): 232-239.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. (2003). Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Bueno, A., J.I.A. Felpete, J.A. Fernández Prieto, B. Jiménez-Alfaro, H. Nava, A. Mora & S. G. Robinson. (2005). Programa de conservación de la Flora Vasculare del P.N. Picos de Europa, España. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 14 (2): 209-213.
- Coates J, D., Kenneth A. & Atkins, K.A. (2001). Priority setting and the conservation of Western Australia's diverse and highly endemic flora. *Biological Conservation*, 97: 251-263.
- Devesa, J.A & Ortega, A. (2004). *Especies vegetales protegidas en España: plantas vasculares*. Ministerio de Medio ambiente. Madrid.
- Domínguez Lozano, F., Moreno Saiz, J.C. & Sainz Ollero, H. (2003). Rarity and threat relationships in the conservation planning of Iberian flora. *Biodiversity and Conservation*, 12(9): 1861-1882.
- Dunn, E.H., Hussell, D.J. & Welsh, D.A. (1999). Priority-Setting Tool Applied to Canada's LandsBirds Based on Concern and Responsibility of Species. *Conservation Biology*, 13(6): 1404-1415.

- Eaton, M.A., Gregory, R.D., Noble, D.G., Robinson, J.A., Hughes, J., Procter, D., Brown, F. & Gibbons, D.W. (2005). Regional IUCN Red Listing: the Process as Applied to Birds in the United Kingdom. *Conservation Biology*, 19 (5): 1557-1570.
- Farnsworth, E.J., Klionsky, S., Brumback, W.E. & Havens, K. (2006). A set of simple decision matrices for prioritizing collection of rare plant species for ex situ conservation. *Biological Conservation*, 128: 1-12.
- Grammont (de), P.C. & Cuarón, A.D. (2006). An evaluation of Threatened Species Categorization Systems Used on the American Continent. *Conservation Biology*, 20 (1): 14-27.
- Harris, G.M., Jenkins, C.N. & Pimm, S.L. (2005). Refining Biodiversity Conservation Priorities. *Conservation Biology*, 19: 1957-1968.
- Hartley, S. & Kunin, W. (2003). Scale Dependency of Rarity, Extinction Risk, and Conservation Priority. *Conservation Biology*, 17(6): 1559-1570.
- Heath, M.F. & Evans, M.I. (2000). Important bird areas in Europe: priority sites for conservation. Series no. 8. Birdlife International. Cambridge. United Kingdom.
- Holsinger, K.E. & Gottlieb, L.D. (1991). Conservation of rare and endangered plants: principles and prospects. In: Falk, D.A. & Holsinger, K.E. -eds-. *Genetics and conservation of rare plants: 195-208*. Oxford University Press, New York.
- Jiménez-Alfaro, B., Bueno Sánchez, A. & Fernández Prieto, J.A. (2007). Valoración de plantas prioritarias en Asturias a partir de un índice de responsabilidad. *Naturalia Cantabrigiae*, 3: 25-36.
- Keller, V. & Bollmann, K. (2004). From Red Lists to Species of Conservation Concern. *Conservation Biology*, 18(6): 1636-1643.
- Kolberg, H. (2003). Targeting Collecting for Conservation. In: Smith, D., Dickie, J.B., Linington, S.H., Pritchard, H.W. & Probert, R.J. *Seed Conservation. Turning science into practice*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Kruskal, J.B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method, *Psychometrika* 29, 115-129.
- Mace, G.M. & Lande, R. (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation biology*, 5: 148-157.
- Mace, G.M., Possingham, H.P. & Leader-Williams, N. (2007). Prioritizing choices in conservation. In: MacDonald, D. & Service, K. -eds-. *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, UK. pp 17-34.
- Major, J. (1988). Endemism: a botanical perspective. In: Myers, A.A. y P.S Giller,. *Analytical biogeography. An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. Chapman y Hall. London.
- Master, L.L. (1991). Assessing threats and setting priorities for conservation. *Conservation Biology*, 5:559-563.
- Maxted, N. & L. Guarino. (2003). Planning Plant Genetic Conservation. In: Smith, D., Dickie, J.B., Linington, S.H., Pritchard, H.W. y Probert, R.J. *Seed Conservation. Turning science into practice*. Royal Botanic Gardens, Kew. 37-78.
- Nature Serve Explorer. (2005). An online encyclopedia of life (web application) version 1.6. NatureServe, Arlington, Virginia, USA. Available from: <http://www.natureserve/explorer/>.
- Palmer, M. & Smart, J. (2001). Important plant areas in Europe. Guidelines for the selection of Important Plant Areas in Europe.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Reier Ú., 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.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellín, R.A., Master, L.L. & Keith, D.A. (2002). Limits To The Use Of Threatened Species Lists. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(11): 503-507.

- Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. In: H. Synge (ed.) *The biological aspects of rare plant conservation*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass. pp. 182-204.
- Shi, H., Ashibindu Singh, A., Kant, S., Zhu, Z. & Waller. (2005). Integrating Habitat Status, Human Population Pressure, and Protection Status into Biodiversity. *Conservation Priority Setting. Conservation Biology*, 19(4): 1273-1285.
- Stein, B.A. (2002). *States of the Union: Ranking America's Biodiversity*. Arlington, Virginia: NatureServe.
- Tenner, C. (2003). Establishing Priorities for a Plant Conservation Programme. In Smith, D., Dickie, J.B., Linington, S.H., Pritchard, H.W. & Probert, R.J. *Seed Conservation. Turning science into practice*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- UICN. (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN*. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Williams, C., Davis, K. & Cheyne, P. (2003). *El CBD para botánicos: una introducción al Convenio sobre la Diversidad Biológica para personas que trabajan con colecciones botánicas*. Royal Botanical Garden, Kew.

ANEXO (4) – Plantas prioritarias en la Cordillera Cantábrica

Relación de las plantas de interés para la conservación seleccionadas en el presente trabajo, ordenadas en función del *Índice Ponderado de Prioridad (IPP)*. Se muestran los valores ponderados asignados a cada uno de los criterios de valoración: Amenaza (**AME**), protección (**PRO**), endemismo (**END**) y rareza (**RAR**), además del grupo de pertenencia en función de la clasificación del análisis k-medias (**G**), y el Índice estándar de acumulación (**Ist**) obtenido a partir de los valores ordinales (de 1 a 4) utilizados:

IPP	NOMBRE	AME	PRO	END	RAR	G	Ist
1.00	<i>Tragopogon pseudocastellanus</i> Blanca & Díaz de la Guardia.	1	1	1	1	G1	16
0.95	<i>Echium italicum</i> subsp. <i>cantabricum</i> M.Laínz	0.822	0.983	1	1	G1	13
0.95	<i>Primula pedemontana</i> Thomas ex Gaudin subsp. <i>iberica</i> Losa & P. Monts.	0.822	0.983	1	1	G1	13
0.95	<i>Salix hastata</i> L. subsp. <i>picoeuropeana</i> (Laínz) T.E. Díaz, Fdez. Prieto & Nava.	0.822	0.983	1	1	G1	13
0.94	<i>Ranunculus montserratii</i> Grau.	1	0.76	1	1	G1	14
0.90	<i>Draba hispanica</i> Boiss. subsp. <i>lebrunii</i> P. Monts.	0.822	0.983	1	0.788	G1	12
0.90	<i>Soldanella alpina</i> L. subsp. <i>cantabrica</i> Kress.	0.822	0.983	1	0.788	G1	12
0.90	<i>Ranunculus parnassifolius</i> L. subsp. <i>muniellensis</i> Bueno, Fern.Casado & Fern.Prieto.	0.822	0.76	1	1	G1	12
0.89	<i>Quercus pauciradiata</i> Penas, Llamas, Pérez Morales & Acedo.	1	0.76	1	0.788	G1	13
0.85	<i>Androsace cantabrica</i> (Losa & P. Monts.) Kress.	0.911	1	1	0.475	G1	13
0.84	<i>Salix breviserrata</i> Flod. subsp. <i>fontqueri</i> T.E.Díaz, Fern.Prieto & Nava.	0.822	0.76	1	0.788	G1	11
0.82	<i>Centaurium somedanum</i> M.Laínz.	0.822	0.983	1	0.475	G1	11
0.82	<i>Saxifraga aretioides</i> Lapeyr. subsp. <i>felineri</i> (Vargas) Nava & Fern.Casado.	0.822	0.983	1	0.475	G1	11
0.79	<i>Odontites asturicus</i> (M.Laínz) M.Laínz.	0.911	0.76	1	0.475	G2	11
0.79	<i>Aster pyrenaicus</i> Desf. ex DC.	1	1	0.357	0.788	G2	13
0.78	<i>Ranunculus seguieri</i> Vill. subsp. <i>cantabricus</i> Rivas Mart., Izco & M.J.Costa.	0.822	0.983	0.524	0.788	G2	11
0.76	<i>Fritillaria legionensis</i> Llamas & Andrés.	0.822	0.76	1	0.475	G2	10
0.74	<i>Androsace halleri</i> L.	0.822	0.983	0.357	0.788	G2	10
0.73	<i>Leontodon farinosus</i> Merino & Pau.	0.822	0.76	0.357	1	G2	10
0.70	<i>Drosera longifolia</i> L.	0.822	0.983	0	1	G2	10
0.70	<i>Nuphar luteum</i> (L.) Sm. subsp. <i>pumilum</i> (Timm) Bonnier & Layens.	0.822	0.983	0	1	G2	10
0.70	<i>Saxifraga babiliana</i> T.E.Díaz & Fern.Prieto.	0.822	0.983	1	0	G2	10
0.70	<i>Utricularia minor</i> L.	0.822	0.983	0	1	G2	10
0.70	<i>Artemisia cantabrica</i> (M.Laínz) M.Laínz.	0.822	0.983	0.524	0.475	G2	10

0.68	<i>Cardamine raphanifolia</i> Pourr. subsp. <i>gallaecica</i> M.Laínz.	0.822	0.76	0.357	0.788	G2	9
0.67	<i>Cochlearia pyrenaica</i> DC.	0.911	0.983	0	0.788	G2	10
0.65	<i>Nepeta cantabrica</i> Ubera & Valdés.	0.822	0	1	0.788	G2	10
0.65	<i>Empetrum nigrum</i> L. subsp. <i>nigrum</i>	0.822	0.983	0	0.788	G2	9
0.65	<i>Isoetes velatum</i> A.Braun subsp. <i>asturicense</i> (M.Laínz) Rivas Mart. & Prada.	0.822	0.983	0	0.788	G2	9
0.65	<i>Paeonia mascula</i> (L.) Mill.	0.822	0.76	0	1	G2	9
0.59	<i>Carex diandra</i> Schrank.	0.822	0.76	0	0.788	G3	8
0.59	<i>Saponaria caespitosa</i> DC.	0	0.983	0.357	1	G3	10
0.57	<i>Callianthemum coriandrifolium</i> Rchb.	0.822	0.983	0	0.475	G3	8
0.57	<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	0.822	0.983	0	0.475	G3	8
0.57	<i>Potentilla fruticosa</i> L.	0.822	0.983	0	0.475	G3	8
0.56	<i>Centaurea janeri</i> Graells subsp. <i>babiana</i> M.Laínz.	0	0.76	1	0.475	G3	9
0.53	<i>Spergula viscosa</i> Lag. subsp. <i>pourretii</i> M.Laínz.	0.822	0.76	0.524	0	G3	8
0.53	<i>Spergula viscosa</i> Lag. subsp. <i>viscosa</i>	0.822	0.76	0.524	0	G3	8
0.51	<i>Callitriche platycarpa</i> Kütz.	0.822	0.76	0	0.475	G3	7
0.51	<i>Campanula latifolia</i> L.	0.822	0.76	0	0.475	G3	7
0.51	<i>Gymnadenia odoratissima</i>	0.822	0.76	0	0.475	G3	7
0.51	<i>Lathyrus bauhinii</i> Genty.	0.822	0.76	0	0.475	G3	7
0.51	<i>Narcissus pallidiflorus</i> Pugsley.	0.822	0.76	0	0.475	G3	7
0.51	<i>Orobanche teucrii</i> Holandre.	0.822	0.76	0	0.475	G3	7
0.50	<i>Juncus filiformis</i> L.	0	0.983	0	1	G3	9
0.50	<i>Juncus balticus</i> subsp. <i>cantabricus</i> (T.E.Díaz, Fern.-Carv. & Fern.Prieto) Snogerup	0	0.983	0.524	0.475	G3	9
0.48	<i>Oreochloa blanka</i> Deyl.	0	0.76	0.357	0.788	G4	8
0.47	<i>Callitriche palustris</i> L.	0.911	0.983	0	0	G4	8
0.44	<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	0	0.983	0	0.788	G4	8
0.44	<i>Aquilegia pyrenaica</i> DC. subsp. <i>discolor</i> (Levier & Leresche) Pereda & M.Laínz.	0	0.76	1	0	G4	8
0.44	<i>Arabis serpillifolia</i> Vill. subsp. <i>serpillifolia</i>	0	0.76	0	1	G4	8
0.44	<i>Artemisia umbelliformis</i> Lam.	0	0.76	0	1	G4	8
0.44	<i>Bartsia alpina</i> L.	0	0.76	0	1	G4	8
0.44	<i>Ephedra nebrodensis</i> Tineo ex Guss.	0	0.76	0	1	G4	8
0.44	<i>Epipactis microphylla</i> (Ehrh.) Swartz	0	0.76	0	1	G4	8
0.44	<i>Potentilla nivalis</i> Lapeyr. subsp. <i>asturica</i> (Font Quer & Guinea) M.Laínz.	0	0.76	1	0	G4	8
0.44	<i>Saxifraga longifolia</i> Lapeyr.	0	0.76	0	1	G4	8
0.44	<i>Sibbaldia procumbens</i> L.	0	0.76	0	1	G4	8
0.44	<i>Thalictrum alpinum</i> L.	0	0.76	0	1	G4	8
0.41	<i>Bartsia spicata</i> Ramond.	0.822	0	0.357	0.475	G4	7
0.40	<i>Adonis pyrenaica</i> DC.	0	0.76	0.357	0.475	G4	7
0.40	<i>Oxytropis foucaudii</i> Gillot.	0	0.76	0.357	0.475	G4	7
0.40	<i>Sideritis lurida</i> J.Gay ex Lacaíta.	0	0.76	0.357	0.475	G4	7

0.40	<i>Sorbus hybrida</i> L.	0.822	0.76	0	0	G4	6
0.39	<i>Aethionema thomasianum</i> J. Gay	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Allium moly</i> L.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Anemone ranunculoides</i> L.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Arenaria obtusiflora</i> G. Kunze subsp. <i>ciliaris</i>	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Astragalus turolensis</i> Pau	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Cardamine pratensis</i> subsp. <i>nuriae</i> (Sennen) Sennen	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Carex atrata</i> L. subsp. <i>atrata</i>	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Carex rupestris</i> All.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Myriophyllum alterniflorum</i> DC.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Platanthera chlorantha</i> (Custer) Reichenb.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Poa laxa</i> Haenke	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Primula integrifolia</i> L.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Sedum alpestre</i> Vill.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Sedum nevadense</i> Coss.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Senecio boissieri</i> DC.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.39	<i>Utricularia australis</i> R.Br.	0	0.76	0	0.788	G4	7
0.36	<i>Apium repens</i> (Jacq.) Lag.	0	0.983	0	0.475	G4	7
0.36	<i>Diphasiastrum alpinum</i> (L.) Holub	0	0.983	0	0.475	G4	7
0.32	<i>Homogyne alpina</i> (L.) Cass. subsp. <i>cantabrica</i> (Losa & P.Monts.) Rivas Mart., T.E.Díaz, Fern.Prieto, Loidi & Penas.	0	0.76	0.524	0	G4	7
0.32	<i>Veronica mampodrensis</i> Losa & P.Monts.	0	0.76	0.524	0	G4	7
0.31	<i>Androsace lactea</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Atropa bella-donna</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Baldellia alpestris</i> (Coss.) M. Lániz	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Barlia robertiana</i> (Loisel) Greuter	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Cardamine resedifolia</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Carex capillaris</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Carex frigida</i> All.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Carex pyrenaica</i> Wahlenb.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Cerastium cerastioides</i> (L.) Britton	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Dactylorhiza markusii</i> (Tineo) H.Baumann & Künkele	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Epipactis palustris</i> (L.) Crantz	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Equisetum hyemale</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Geranium pratense</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Lilium pyrenaicum</i> Gouan	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Lycopodium clavatum</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Orchis palustris</i> Jacq.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Primula farinosa</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Pseudorchis albida</i> (L.) A. Löve & D. Löve.	0	0.76	0	0.475	G4	6

0.31	<i>Pulsatilla rubra</i> Delarbre subsp. <i>hispanica</i> W.Zimm.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Pulsatilla vernalis</i> (L.) Mill.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Salix aurita</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Salix repens</i> L.	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.31	<i>Tozzia alpina</i> L. subsp. <i>alpina</i>	0	0.76	0	0.475	G4	6
0.28	<i>Carex caudata</i> (Kük.) Pereda & M. Lainz	0	0.76	0.357	0	G4	6
0.28	<i>Eryngium duriaei</i> Gay ex Boiss	0	0.76	0.357	0	G4	6
0.28	<i>Hugueninia</i> (L.) Rchb. subsp. <i>suffruticosa</i> (H.J.Coste & Soulié) P.W.Ball	0	0.76	0.357	0	G4	6
0.28	<i>Nigritella gabasiana</i> Teppner & E. Klein	0	0.76	0.357	0	G4	6
0.28	<i>Senecio legionensis</i> Lange	0	0.76	0.357	0	G4	6
0.19	<i>Equisetum variegatum</i> Schleich.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Gentiana ciliata</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Horminum pyrenaicum</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Huperzia selago</i> (L.) Schrank et al.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Ophrys insectifera</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Orchis pallens</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Swertia perennis</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Taxus baccata</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5
0.19	<i>Triglochin palustre</i> L.	0	0.76	0	0	G5	5

Capítulo 5 ■ Estimación del área de ocupación potencial de *Empetrum nigrum* L. subsp. *nigrum* a una escala de alta resolución

- **Objetivos:** estimar el área de ocupación potencial y valorar el efecto de diferentes medidas de ocupación en *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, planta relictica amenazada en la Cordillera Cantábrica, aplicando una escala de alta resolución.
- **Metodología:** se diseñó un sistema de muestreo adaptativo de la presencia de la planta en su extensión de presencia, a partir de un muestreo inicial sistemático en las localidades donde había sido citada y un modelo previo de distribución basado en la máxima entropía (MAX-ENT), utilizando variables topográficas a una resolución de 30x30 metros. Mediante un muestreo estratificado basado en el modelo previo se recogieron nuevas localizaciones de presencia y ausencia con GPS, utilizadas para elaborar un modelo final de regresión logística (GLM). Los resultados de ambos modelos fueron evaluados para la estimación del área de ocupación potencial de la planta en el territorio, y comparados con medidas comunes basadas en cuadrículas UTM.
- **Resultados:** se confirmó la presencia de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en todas las localidades donde había sido citada. El modelo previo (MAX-ENT) basado en las presencias de estas localidades permitió identificar áreas de muestreo en función de las variables de altitud, radiación solar y curvatura topográfica. En el muestreo adaptativo se localizaron dos nuevas poblaciones de la planta, disponiendo finalmente de 193 localizaciones GPS de presencia y ausencia. A partir del modelo final (GLM) se identificó, como única variable predictiva, la radiación solar. El área de ocupación potencial de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en el área de estudio se estimó en un máximo de 706 hectáreas.
- **Principales conclusiones:** la distribución de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en la Cordillera Cantábrica se relaciona con la presencia de refugios microclimáticos de óptimo boreo-alpino, en ambientes de alta montaña y áreas con una baja radiación solar, que se interpretan como zonas con mayor acumulación de nieve. La definición del área de ocupación potencial de la planta (AOP) ofrece importantes diferencias cualitativas respecto a los sistemas de cartografiado por cuadrículas, mediante un sistema de muestreo relativamente poco costoso, y que puede ser empleado en el caso de plantas de montaña de carácter relictico. Además, la aplicación de una escala de alta resolución ofrece ventajas relevantes para la conservación de plantas de alta montaña, en relación con: (1) la caracterización biológica de poblaciones; (2) el diseño de muestreos adaptativos; (3) la medición de la distribución de plantas; y (4) el diseño de acciones específicas de conservación.

5.1 Introducción

Los criterios de amenaza definidos por la UICN son actualmente los más aplicados y con un mayor impacto mundial (Miller *et al.*, 2007). Entre las principales herramientas para la cuantificación de estos criterios (UICN, 1984, 2001), figuran los conceptos de *Extensión de Presencia* (EP) y *Área de Ocupación* (AO), relacionados con el área de distribución (criterio B) y la rareza (criterio D2) de las especies evaluadas. Los conceptos de EP y AO se pueden considerar además como medidas adecuadas para interpretar la distribución de especies (Gaston, 1991), si bien pueden presentar diferentes interpretaciones y aplicaciones, en función de la escala y el grupo biológico que traten (UICN, 2003). La utilización de escalas amplias y de baja resolución (decenas o centenares de kilómetros) permiten realizar medidas de distribución en territorios amplios, si bien ofrecen una aproximación relativamente grosera a la distribución real de una especie. La aplicación de escalas más finas y con un grado de resolución elevado (decenas o centenares de metros) ofrecen, por su parte, la posibilidad de obtener una mayor exactitud sobre la EP o el AO de especies, si bien requieren mayor esfuerzo para la obtención de datos más precisos.

La importancia de aplicar una u otra escala radica en la trascendencia que la resolución final tiene sobre los valores de EP y AO o sobre la atribución de las categorías de amenaza (Hartley & Kunin, 2003). En el caso de plantas vasculares raras o amenazadas, las aproximaciones a la EP y AO suelen ofrecer valores más reducidos que para otros organismos, principalmente debido a su carácter inmóvil. Ello hace que la aplicación de los criterios de EP y AO, según los estándares de la UICN, puedan sobreestimar las categorías de amenaza, especialmente en plantas raras difíciles de detectar (Keith *et al.*, 2000). Si bien la UICN (2001) no establece normas fijas para la selección de una escala, sí recomienda la aplicación de una escala apropiada al organismo estudiado y los datos disponibles. En el caso de plantas vasculares, los estudios a escalas finas permiten identificar la disponibilidad del hábitat y los factores ambientales relacionados con su distribución, pudiendo considerarse como una herramienta útil no solo para la categorización de un grado de amenaza, sino también para la planificación de acciones de conservación.

Con el fin de obtener información actualizada sobre la distribución de plantas raras o amenazadas, y permitir medidas de EP y AO más precisas, las estrategias actuales de conservación favorecen la prospección sistemática de las localidades conocidas de las especies de interés para la conservación, cuyo ejemplo más reciente lo representa la iniciativa del *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Española* (Bañares *et al.*, 2004). Las posibilidades cartográficas actuales, a través de los

sistemas de posicionamiento por satélite (GPS), los sistemas de información geográfica (SIG) y otras herramientas asociadas, permiten además una elaboración cartográfica de alta precisión, de gran utilidad para la interpretación de datos sobre la distribución de especies. Los principales mecanismos de representación de dicha distribución pueden basarse en la utilización de localizaciones puntuales o áreas, o bien en la elaboración de modelos de distribución o de nicho ecológico (Rondinini *et al.*, 2006). En relación con las limitaciones en el conocimiento y muestreo de los organismos a estudio, o la interpretación ambigua de los conceptos de EP o el AO (Akçakaya *et al.*, 2000), el grado de incertidumbre asociado a la representación geográfica de especies es aún alto, por lo que resulta necesario profundizar en la obtención de datos más precisos y fiables. Frente a esta situación, los modelos de distribución se consideran una herramienta de especial aplicación para la biología de conservación de plantas (Draper *et al.*, 2003; Guisan & Thuiller, 2005), y están siendo cada vez más utilizados para la estimación de la EP o el AO de organismos vegetales poco conocidos (Sérgio *et al.*, 2007). En la mayor parte de los casos, sin embargo, suelen utilizarse escalas geográficas con poco detalle, mediante modelos que ofrecen escasa aplicación a escalas de alta resolución (Carter *et al.*, 2006). Esto limita la capacidad de aplicación de estos sistemas, para: (1) obtener información sobre los factores ecológicos relacionados con el hábitat de especies amenazadas, y (2) aplicar esta información en medidas de conservación directas sobre las poblaciones.

En este trabajo se investiga el área de ocupación de *Empetrum nigrum* en la Cordillera Cantábrica a una escala de detalle. *E. nigrum* subsp. *nigrum* puede considerarse como un ejemplo representativo del conjunto de flora relictica de óptimo boreal que habita en las montañas del sur de Europa, ocupando hábitats muy precisos y bajo unas condiciones ambientales particulares. El principal objetivo del estudio es estimar el *área de ocupación potencial* (AOP) de la planta, a partir de modelos probabilísticos de distribución aplicados a su extensión de presencia en la Cordillera Cantábrica. La aproximación al AOP de la planta se interpreta como una herramienta de utilidad para la aplicación de acciones de conservación basadas en el hábitat, así como para establecer campañas de búsqueda dirigida de nuevas poblaciones. De manera complementaria, se pretende valorar la incidencia de diferentes medidas o escalas geográficas para el cálculo del AO de plantas relicticas en áreas de montaña.

Descripción del taxon de estudio

Empetrum nigrum L. (in *Species plantarum*: 1022; 1753) es una planta leñosa de la familia ERICACEAE, de tipo biológico caméfito, con un tamaño de entre (10) 20 y

120 (150) cm, tallos ramificados y hojas lineares y estrechas, y número cromosómico $n=13$. La familia ERICACEAE comprende más de 100 géneros y 3000 especies ampliamente distribuidos por todo el planeta. Los géneros *Ceratiola*, *Corema* y *Empetrum* forman un grupo particular, reconocido por diferentes autores como una familia independiente (EMPETRACEAE), si bien las relaciones filogenéticas existentes (Kron, 1996) y la ausencia de caracteres distintivos hacen que pueda interpretarse la existencia de una familia única. El género *Empetrum* se caracteriza por presentar tallos procumbentes, flores en racimos axilares y frutos negros, y se distribuye principalmente por las regiones templadas y árticas del hemisferio norte (Figura 5-1), así como en el cono sur americano y las islas Malvinas. *Empetrum nigrum* L. es una especie circumboreal de distribución boreoalpina, que vive en gran parte del norte de Europa, NW de Asia y Norteamérica, y cuyo límite sur de distribución lo forman las montañas meridionales de la Europa de clima templado (Alpes, Pirineos, Apeninos y Cordillera Cantábrica). Actualmente se reconocen dos líneas de variabilidad bien diferenciadas, las cuales pueden ser asignadas a un rango específico o subespecífico, según diferentes autores. La diferenciación propuesta en *Flora Europaea* (Tutin *et al.*, 1979), en dos subespecies (subsp. *nigrum* y subsp. *hermaphroditum*) es actualmente la más extendida y aceptada, si bien son frecuentes los casos en que ambos táxones se consideran como especies independientes. En cualquier caso, las dos líneas de variabilidad se reconocen en todos los casos como dos táxones diferentes, caracterizados principalmente por su expresión sexual (uno dioico y otro hermafrodita) y presentando áreas de distribución superpuestas (Figura 5-1).

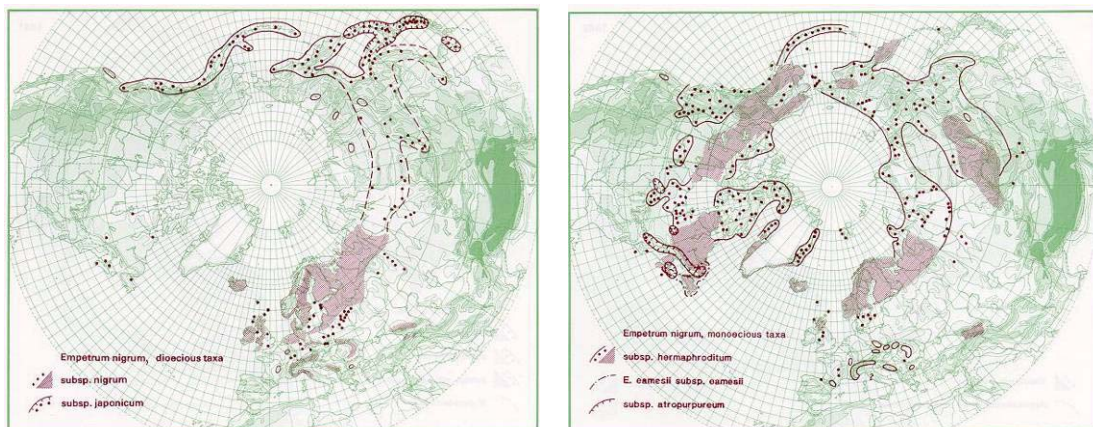


Figura 5-1. Distribución de los táxones dioicos (izquierda) y monoicos (derecha) de *Empetrum nigrum* en el hemisferio norte (fuente: <http://linnaeus.nrm.se/>).

Según el estado de conocimiento actual, la presencia de *E. nigrum* subsp. *nigrum* en la Península Ibérica se reduce a pocas localidades de la Cordillera Cantábrica, en el entorno del Puerto San Isidro (Vera de la Puente, 1980), entre las provincias de León y Asturias, y sistematizadas como *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* (Castroviejo *et al.*, 1993; Boraynski & Vera de la Puente, 1995). Dicho taxon había sido citado anteriormente por Buch (1951) en los Picos de Europa, sin existir pliego alguno de referencia, cita que según Laínz (1970) pudo deberse a un “lapsus descriptivo”, y que Nava (1988) atribuyó a una posible confusión con *Erica vagans*. En *Flora Ibérica* se señala la presencia de la misma subespecie en la provincia de Huesca, a partir de un pliego de herbario (MAF, 19849) procedente del Hospital de Benasque (Huesca), originalmente descrito como *E. nigrum*, e identificado posteriormente por Villar como *E. n.* subsp. *nigrum*. Sin embargo, dicha localidad no ha podido ser confirmada en las prospecciones realizadas en la zona (Luis Villar, com.pers.), por lo que la presencia de la planta en el pirineo español no ha sido aún confirmada.

En la Cordillera Cantábrica, *E. nigrum* subsp. *nigrum* forma parte de matorrales subalpinos de brechina (*Calluna vulgaris*) y arandanera negra (*Vaccinium microphyllum*), sobre litosuelos de sustratos silíceos, y excepcionalmente calcáreos (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2006). La comunidad vegetal más habitual se corresponde con la asociación fitosociológica *Vaccinio microphylli-Callunetum vulgaris* Bueno & Fernández Prieto 2001 (All. *Juniperion nanae* Br-Bl.; Or. *Vaccinio microphylli* – *Juniperetalia nanae* Rivas-Martínez & Costa, 1998; Cl. *Vaccinio Picetea* Br.-Bl.), descrita como una comunidad quionófila presente en las estaciones más umbrías de la mayor parte de los circos glaciares de la Cordillera Cantábrica (Fernández Prieto & Bueno, 1994). Las comunidades con *E. nigrum* subsp. *nigrum*, situadas únicamente en el área central de estas montañas, están representadas por plantas típicas de estos ambientes, como *Vaccinium myrtillus*, *Erica tetralix*, *Juncus trifidus*, *Avenella iberica* o *Huperzia selago*. La estructura de estas comunidades se corresponde con una situación típica de ambientes quionófilos de alta montaña, bajo la forma de matorrales enanos (*dwarf shrubs*), considerada como una forma adaptativa relacionada con la acumulación de nieve y la protección frente a bajas temperaturas (Körner, 2004). Ejemplos de este tipo de adaptaciones son comunes en matorrales de ericáceas de las altas montañas europeas, dominadas por *Calluna vulgaris*, *Vaccinium* sp. pl., *Rhododendron* sp. pl., y que consituyen las comunidades de la alianza *Rhododentro-Vaccinion* Br-Bl., en la cual se ubica el óptimo ecológico de las formas orófilas de *Empetrum nigrum* s.l., considerada en términos generales como una planta de origen glacial refugiada en hábitats relictuales (Braun-Blanquet, 1979).

Debido a su reducida distribución y rareza en la Península Ibérica, *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* fue estudiada en el marco del Atlas de Flora Amenaza de España, e incluida bajo la categoría de Vulnerable (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2006). Desde el punto de vista legal, la planta forma parte del catálogo de protección de Castilla y León (D-63/07, B.O.CyL), y propuesta para su inclusión en la ampliación del catálogo de Asturias (Fernández Prieto *et al.*, 2007). Las amenazas descritas para la planta se refieren a su rareza y alteraciones de su área de ocupación.

5.2 Metodología

5.2.1 Área de estudio

El territorio de estudio se estableció en función de la extensión de presencia (EP) conocida de *E. nigrum* subsp. *nigrum* en la Cordillera Cantábrica. El marco geográfico definido se corresponde en su mayor parte con la hoja nº 79-III del *Instituto Geográfico Nacional*, escala 1:25.000, localizada en el eje central de la Cordillera Cantábrica, entre las provincias de Asturias y León (Figura 5-2), con altitudes comprendidas entre los 1300 y los 2155 metros (Pico Agujas, máxima altitud). El área definida está dominada por areniscas lutitas (dominantes) y calizas del grupo *Lena*. El territorio presenta un clima continental, con una temperatura media de 5.5 °C y una precipitación media anual de 1347 mm, según los datos ofrecidos por la estación meteorológica de Isoba (León), situada a 1540 m de altitud, y a 10 km del área de estudio. El aprovechamiento tradicional del territorio se basa en la ganadería y pastoreo estacional de montaña, si bien en los últimos años esta actividad ha sufrido un continuo retroceso. La presencia de la estación invernal de San Isidro, actualmente en expansión, representa la principal fuente de recursos económicos de la zona, complementado con el turismo estival.



Figura 5-2. Localización del área de estudio (hoja nº 79-III del Instituto Geográfico Nacional) en el marco de la Cordillera Cantábrica.

5.2.2 Obtención y análisis de datos

El proceso de obtención de datos se diseñó en función de los requerimientos necesarios para la elaboración de un modelo de distribución de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en el área de estudio, con el objetivo de calcular el área de ocupación potencial (AOP) de la planta. La construcción de modelos de distribución de especies ofrece actualmente una gran variedad de metodologías, a partir de procesos estadísticos condicionados por los datos disponibles (Guisan & Zimmerman, 2000; Muñoz & Felicísimo, 2004; Segurado & Araujo, 2004). Entre los principales factores que determinan la robustez y aplicación de las diferentes metodologías, suele destacarse la necesidad de realizar una adecuada selección de variables, en función de una escala de trabajo apropiada para la variable dependiente y las variables predictivas disponibles (Scott *et al.*, 2002; Araújo *et al.*, 2005). Una de las principales limitaciones de estos sistemas, a la hora de ser aplicados para especies raras, es la carencia de información suficiente, en forma de localizaciones positivas (*presencias*) o negativas (*ausencias*).

En el caso de plantas vasculares raras o amenazadas, lo más común es disponer únicamente de localizaciones de presencia, casi siempre con una baja resolución (localidades con una precisión de uno a varios kilómetros). Cuando se dispone de información más precisa, como localizaciones con GPS, estas suelen ser escasas, u obtenidas a partir de muestreos no sistemáticos, lo que dificulta su validez para la elaboración de modelos estadísticos. Como respuesta a estas limitaciones, en los últimos años se han desarrollado diferentes algoritmos que pueden ser aplicados para la modelización de la distribución de plantas a partir únicamente de puntos de presencia – ej: DOMAIN, (Carpenter *et al.*, 1993), GARP (Stockwell & Peters, 1999), MaxEnt (Phillips *et al.*, 2004), etc. – Otras alternativas se basan en la aplicación de modelos de presencia/ausencia utilizando *pseudoausencias*, bien creadas de manera aleatoria, bien a partir de modelos previos basados en presencias (Engler *et al.*, 2004). En la mayor parte de los casos, estas alternativas intentan aprovechar fuentes de datos ya existentes, como colecciones biológicas o herbarios, si bien los datos disponibles suelen estar sometidos a numerosos sesgos relacionados con la recolección o prospección diferencial en el territorio (Zaniewski *et al.*, 2002).

Cuando se dispone de datos sobre presencia y ausencia (o pseudoausencias), los sistemas más utilizados y testados se basan en modelos de regresión lineales (GLM) o aditivos (GAM), los cuales requieren de una mínima cantidad de información fiable sobre las localizaciones utilizadas (Guisan *et al.*, 2002). Este tipo de modelos permiten además una interpretación ecológica de las variables

utilizadas, en relación con la distribución conocida de la especie a estudio (Guisan & Hofer, 2003; Thuiller *et al.*, 2003). Sin embargo, cuando se trabaja a escalas de alta resolución (por debajo del kilómetro), la obtención de datos válidos puede resultar una tarea difícil, especialmente en el caso de plantas raras que viven en territorios montañosos o poco accesibles. En estos casos, el desarrollo de muestreos aleatorios simples tradicionales suelen ofrecer escasos resultados en forma de presencias (Hirzel & Guisan, 2002), así como elevados costes de muestreo, por lo que se han desarrollado sistemas para optimizar la relación entre los recursos empleados y los resultados obtenidos. Tal es el caso de los muestreos adaptativos (Engler *et al.*, 2004; Edwards *et al.*, 2005), sistemas basados en la generación de modelos previos de distribución, a partir de los cuales pueden diseñarse muestreos complementarios (Guisan *et al.*, 2006). Con el fin de optimizar el proceso de obtención de datos, para la elaboración de un modelo de ocupación potencial de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, en este trabajo se aplica un sistema de muestreo adaptativo en dos fases, tal y como se detalla a continuación.

Muestreo inicial

Los primeros muestreos se realizaron atendiendo a la información corológica y ecológica disponible sobre la planta en fuentes bibliográficas y colecciones de herbario. Las localidades señaladas en dichas fuentes fueron visitadas, realizando muestreos sistemáticos, a través de transectos longitudinales seleccionados subjetivamente en los hábitats considerados más adecuados, según el conocimiento previo sobre la planta. Las poblaciones encontradas fueron agrupadas en el campo en *unidades poblacionales*, definidas como áreas de muestreo espacialmente diferenciables (separadas por una distancia mínima de 30 metros), y para las cuales se desconocen unas características poblacionales precisas (subpoblación, micropoblación, población fuente o sumidero, etc.).

La definición *a priori* de estas unidades de muestreo sirvió para la definición de teselas de cartografía en el campo, mediante la recogida de localizaciones GPS (Garmin e-trex, error estimado 10/15 metros) en estas áreas. En cada unidad poblacional se recogió un número de puntos GPS representativo para definir su forma espacial, con el fin de establecer el área de ocupación real de la planta en las zonas prospectadas. Posteriormente, y mediante el uso de un SIG (ArcGIS 9.2), los puntos de presencia de cada unidad poblacional fueron transformados a *polígonos de ocupación real*, mediante el método del mínimo polígono convexo (MPC), utilizando la herramienta *Hawk's Tool Extension* para ArcGIS (disponible en www.spatial ecology.com).

Selección de variables predictivas

Con el fin de realizar un modelo previo de distribución potencial de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, se buscaron variables ambientales relacionadas con la ecología conocida de la planta. En función de la información cartográfica disponible, se utilizaron únicamente variables topográficas, consideradas más apropiadas que las variables climáticas para la elaboración de modelos de distribución a escalas finas (Mackey & Linder Mayer, 2001; Legendre & Legendre, 1998). En ambientes de alta montaña, los principales factores relacionados con la distribución espacial de plantas se relacionan comúnmente con la pendiente, la exposición y la radiación solar (Körner, 2003). Las variables litológicas, consideradas importantes a escalas de alta resolución, no fueron utilizadas en este caso, debido a la falta de resolución de la cartografía disponible, y el hecho de que *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* se haya observado en litologías diferentes (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2006).

Las variables topográficas seleccionadas para la planta de estudio se calcularon a partir de la cartografía topográfica nacional a escala 1:10.000 (hoja 79, números 1-3, 1-4, 2-3 y 2-4), con curvas de nivel equidistantes cada 10 m de altitud, elaborando un modelo digital de elevaciones (MDE) mediante el método de Horn, considerado adecuado para relieves irregulares (Burrough & McDonnell, 1999). Con el fin de asegurar la correlación cartográfica entre las variables dependientes y predictivas a utilizar (Guisan *et al.*, 2006), la resolución más adecuada se estimó en celdas de 30 metros de lado, distancia que se considera entre 2 y 3 veces superior a la precisión definida para los receptores GPS utilizados.

A partir del MDE se crearon modelos de pendiente, exposición y curvatura, elaborados mediante herramientas disponibles en los SIG de ESRI (Arcview 3.2 y ArcGIS 9.2). Posteriormente se creó un modelo de radiación solar, utilizando la herramienta *Solar Analyst Extension* para Arcview (Fu & Rich, 2000), y seleccionando el nivel de radiación global (radiación directa + radiación difusa) para cada uno de los meses del año. Finalmente se elaboró una capa de radiación media anual para cada celda, considerando la latitud del área de estudio (43° N) y unas condiciones medias de transmitancia lumínica (0.5). Con el fin de evitar colinearidad entre las variables, se evaluó su nivel de correlación utilizando la extensión *Grid & Theme Regression* para Arcview (Jenness, 2005). Los pares de variables con grados de correlación (R^2) > 0.5 fueron reducidos a una sola, desechando así factores como la pendiente (considerado un factor indirecto frente a la radiación solar; $R^2= 0.59$) o la radiación directa (relacionada con la radiación global, $R^2=0.96$). Las variables seleccionadas se muestran en la Tabla 5-1.

Variable	Rango	Descripción
Altitud (Alt.)	1330/2120 (metros)	Altitud media de cada celda obtenida a partir del MDE. Variable indirecta, relacionada con la temperatura y la disponibilidad de agua de precipitación.
Exposición (Exp.)	1-8	Dividida en 8 categorías según la orientación: NE; NNE; ESE; SSE; SSO; ESE; ONO; NO. Variable indirecta, relacionada con la acción diferencial del viento y la radiación solar.
Curvatura plana (Cpl.)	-5.9/+9.0	Modelo de concavidad (valores > 0) / convexidad (valores < 0) en sentido horizontal de la ladera. Variable indirecta, relacionada con la acumulación de nieve.
Curvatura de perfil (Cpe)	-11.6/+9.7	Modelo de concavidad (valores > 0) / convexidad (valores < 0) en sentido favorable a la pendiente. Variable indirecta, relacionada con la acumulación de nieve.
Curvatura (Cur)	-13.96/12.91	Modelo general de concavidad (valores > 0) / convexidad (valores < 0). Variable indirecta, relacionada con la acumulación de nieve y la protección frente a la acción del viento.
Radiación global media anual (Rgl)	943/5610 (WM ⁻²)	Radiación solar global esperada para cada celda, obtenida de un modelo de insolación realizado para celdas de 15x15 m, a partir de la altitud, la pendiente, la exposición y la trayectoria solar. Variable directa, relacionada con la actividad fotosintética y la temperatura.

Tabla 5-1. Variables seleccionadas como posibles predictores de la distribución de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en el área de estudio, y descripción de cada una de ellas.

Modelo previo

El objetivo principal del modelo previo es la definición de áreas ecológicamente más afines a la planta (o áreas de adecuabilidad de hábitat) a partir de las variables topográficas seleccionadas. Para ello se obtuvieron datos de presencia de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* derivados de los polígonos de ocupación definidos durante los primeros muestreos, seleccionando de forma aleatoria y automática un número máximo de puntos, dentro de cada polígono, con una distancia suficiente para inferir independencia estadística. Con este fin, se utilizó el índice (I) de Moran para medir el grado de autocorrelación espacial entre los puntos de presencia, en función de las variables ambientales seleccionadas.

El modelo de adecuabilidad de hábitat se calculó utilizando el algoritmo de máxima entropía implementado en el software MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006). La principal ventaja de este método, frente a otros algoritmos de modelización que utilizan solo presencias, es la posibilidad de definir la aportación de cada una de las variables predictivas, con la consiguiente interpretación ecológica de los resultados. El algoritmo MaxEnt se considera además uno de los sistemas con mayor éxito predictivo, comparado con otros algoritmos (Elith *et al.*, 2006), y ofreciendo buenos resultados cuando el número de presencias es reducido (Gibson

et al., 2007). El modelo se ejecutó para las zonas del área de estudio con altitudes superiores a 1600 metros, altitud que representa el límite medio del bosque en el territorio (con variaciones de ± 50 m., según la exposición), y a partir de la cual se consideran unas condiciones bioclimáticas relativamente homogéneas. La selección final de variables se basó en su poder explicativo en solitario o en combinación con el resto, calculando diferentes variaciones de variables y los resultados parciales definidos en MaxEnt.

Muestreo adaptativo

El objetivo principal de la segunda fase de muestreos es la obtención de datos válidos de presencia y ausencia, basados en la búsqueda dirigida de la planta sobre áreas con elevada adecuabilidad de hábitat. Para ello se diseñó un muestreo estratificado basado en las probabilidades obtenidas en el modelo inicial de máxima entropía, con el fin de asegurar una mayor probabilidad de éxito en la búsqueda de nuevas presencias de la planta. Se crearon itinerarios de búsqueda a partir de una muestra aleatoria de 500 puntos, estratificados en función del gradiente de probabilidad obtenido en el modelo inicial, y definiendo una distancia mínima acorde con la utilizada en el modelo anterior.

Posteriormente se definieron las áreas con una mayor densidad de puntos mediante un análisis *Kernel*, considerando que en las mismas existe una mayor abundancia de áreas hábiles para la especie, y seleccionando las dos zonas del territorio más alejadas de los muestreos iniciales. Los recorridos del muestreo se basaron en la visita de los puntos definidos en las áreas seleccionadas, utilizando el GPS para su localización, y verificando así la presencia o ausencia de la planta. Las nuevas localizaciones se utilizaron para la validación del modelo, seleccionando un número equitativo de ausencias y presencias, las cuales fueron evaluadas mediante una curva COR, definiendo el “área bajo la curva” (*area under the curve* ó AUC) como medida de sensibilidad (Sérgio *et al.*, 2007).

Modelo final

A partir de los nuevos puntos de presencia y ausencia verificados en el campo, se elaboró un *modelo lineal generalizado* (GLM) de regresión logística. Al igual que en el modelo previo, fueron seleccionados únicamente los puntos cuyas distancias no presentaran autocorrelación espacial, en relación con las variables ambientales (según el índice (I) de Moran). Las localizaciones de presencia y ausencia fueron divididas en dos grupos aleatorios, designando un 75% de los datos para la calibración del modelo y el 25% restante para su validación posterior. Los valores de las variables ambientales fueron asignados a cada punto, a partir de las capas raster, exportando posteriormente los datos a una tabla *.dbf para su

procesamiento estadístico. Con el fin de reducir el efecto de *prevalencia* o baja frecuencia de presencias que típicamente acompaña los modelos logísticos de especies raras (Manel *et al.*, 2001), se definió un sistema de valoración ponderada (Guisan *et al.*, 2006), equiparando el número total de ausencias (N_a) más numerosas, mediante su división por el número total de presencias (N_p), aplicando la ponderación final (N_p/N_a) a la tabla de datos en el paquete estadístico SPSS 14.0. El GLM fue calculado mediante la función de regresión logística binaria, aplicando un método paso a paso (*stepwise*) hacia atrás de selección de variables, en función del criterio de razón de verosimilitud (RV). Como en el caso anterior, la capacidad predictiva del modelo se analizó mediante una curva COR, utilizando el 25% de localizaciones reservadas como datos independientes. Los coeficientes del modelo se utilizaron para confeccionar un mapa del área de ocupación potencial para *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, aplicando los coeficientes obtenidos mediante la herramienta *StatMode Extension* para ArcView.

Estimación del área de ocupación potencial

El área de ocupación potencial (AOR) para *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* se calculó convirtiendo los dos modelos predictivos obtenidos a una capa binaria de presencia y ausencia, con el fin de comparar los resultados antes y después del segundo muestreo. Para la selección del punto de corte más adecuado se establecieron dos pruebas: el *mínima área predicha* (MAP) y el coeficiente *Kappa*.

El *mínima área predicha* se basa en el punto de corte bajo el cual el 90% de las presencias utilizadas en el modelo son incluidas en la categoría de presencia. Este método ha sido aplicado para la selección de hábitat potencial en especies raras, ofreciendo buenos resultados tanto en modelos con solo presencias como en los que derivan de presencia/ausencia (Engler *et al.*, 2004), y se basa en la obtención de áreas con un valor reducido de omisión, equivalente al punto de asíntota de las curvas COR de validación de ajuste estadístico.

El método de *Kappa* (Cohen, 1960) es utilizado regularmente para medir la correlación de variables cualitativas en matrices de confusión, y ha sido definido como un indicador eficaz de la validez de modelos de distribución de especies (Manel *et al.*, 2001), utilizando la matriz de errores por *omisión* y *comisión* obtenidos en el modelo. En este caso se calculó el valor de *Kappa* para 10 límites de corte proporcionales a los valores predichos, en intervalos de 10 para el modelo MaxEnt (valores entre 0 y 100) y de 0.1 para el modelo GLM (valores entre 0 y 1).

5.3 Resultados

5.3.1 Muestreo inicial

El muestreo inicial permitió localizar unidades poblacionales de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en todas las localidades donde habían sido citadas, en áreas próximas a las cumbres de los picos Nogales, Fitona, Agujas y Toneo. Los muestreos permitieron definir un total de 25 polígonos de ocupación, los cuales suman en total un *área de ocupación* conocida de 4.2 hectáreas (valor mínimo: 0.021; máx: 1.27; media: 1.8; desv. est.: 3.8). Durante los transectos realizados se recogieron también puntos de presencia y ausencia a intervalos regulares de aproximadamente 100 metros (Figura 5-3). El hábitat en que fue encontrada la planta se corresponde con el descrito en la bibliografía consultada, ocupando áreas de exposición norte y elevada altitud, sobre litologías de naturaleza silíceas principalmente, si bien en una de las localidades (pico Fitona) se localizó sobre sustratos calcáreos, en el seno de comunidades basófilas de *Seslerietea* (con plantas como *Sesleria caerulea*, *Armeria cantabrica* o *Carex sempervirens*).

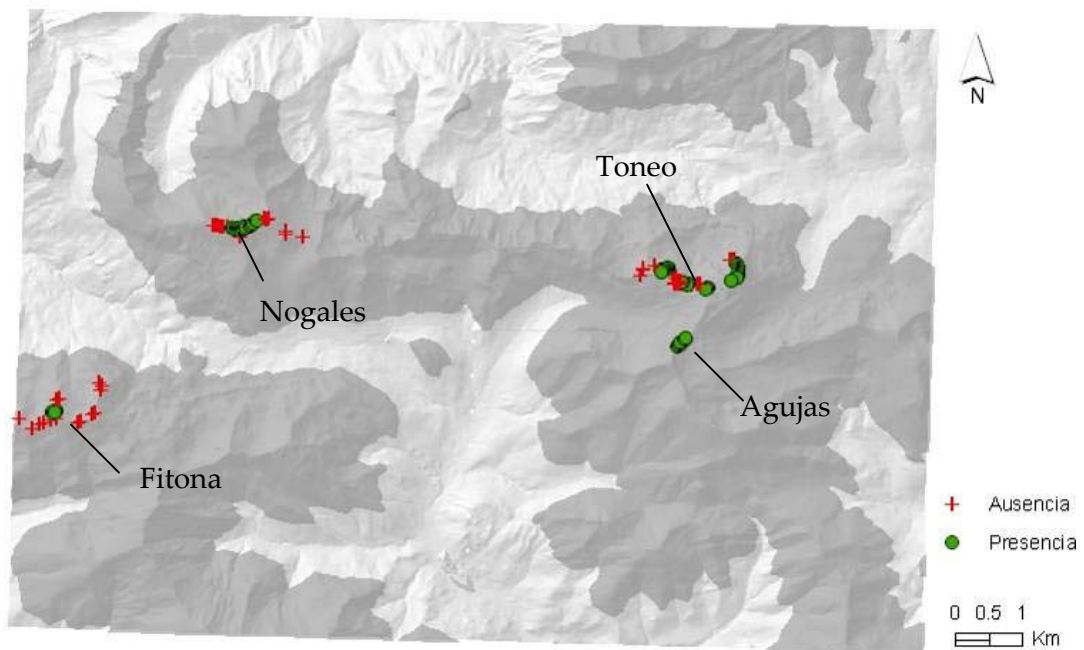


Figura 5-3. Puntos de *presencia* y *ausencia* de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, obtenidos durante el muestreo inicial, mediante transectos sistemáticos realizados en las zonas consideradas adecuadas para la planta. El área sombreada define las altitudes por encima de 1600 metros. Los nombres se corresponden con las principales cimas montañosas de las localidades visitadas.

5.3.1 Modelo previo y muestreo adaptativo

El número de puntos seleccionado para el modelo de máxima entropía fue de 10, con una distancia mínima entre ellos de 90 metros, los cuales presentaron una autocorrelación espacial baja (distribución aleatoria) con respecto a las variables consideradas (I de Moran con valores entre 0.04 y 0.1). El modelo MaxEnt fue configurado para un máximo de 1000 interacciones, obteniendo las curvas respuesta y grado de aportación de cada una de las variables. Las interacciones previas, realizadas con todo el conjunto de variables ambientales, permitieron seleccionar aquellas con un mínimo poder explicativo, reduciendo el modelo final a 3 únicas variables: altitud, radiación solar y curvatura (Figura 5-4).

La variable de altitud fue la que aportó una mayor capacidad descriptiva por sí sola, seguida de la radiación global y la curvatura. La combinación de la altitud y la radiación solar resultó ser la más eficaz para el modelo final, si bien la curvatura fue finalmente incluida por incrementar ligeramente la capacidad predictiva. Los resultados del modelo se obtuvieron en forma de una capa *raster*, con un rango de probabilidades entre 0 y 100 (Figura 5-5). Debido a que las áreas con mayor probabilidad se localizan únicamente en las áreas con mayor altitud, el muestreo estratificado aleatorio (500 puntos, distancia mínima de 90 metros) definió principalmente las cumbres y collados más elevados del área de estudio. A partir del análisis *Kernel* de densidad, las zonas más adecuadas para los nuevos muestreos fueron definidas a partir de las áreas que incluyeran el 50 % de los puntos definidos (Figura 5-5). Finalmente se seleccionaron las 2 zonas menos prospectadas en la primera fase de muestreo, en el área este y suroeste del territorio. Las visitas de campo permitieron verificar la presencia o ausencia de la planta, encontrando dos nuevos núcleos poblacionales en el entorno del Pico Murias y el Pico Redondo (Figura 5-5). El número final de localizaciones obtenidas fue de 193 (Tabla 5-2), incluyendo únicamente las presencias y ausencias válidas (generación aleatoria, distancia mínima de 90 m) obtenidas en el muestreo inicial y en el muestreo adaptativo. La validación del modelo Max-Ent se realizó con 24 nuevo puntos de presencia y un número análogo y aleatoria de ausencias, definiendo un valor de área bajo la curva (AUC) = 0.865.

Tipo	Número de puntos	Altitud media	Altitud máxima	Altitud mínima
<i>Presencia</i>	34	2001 m	2097 m	1880 m
<i>Ausencia</i>	159	1970 m	2122 m	1746 m

Tabla 5-2. Número final de puntos de presencia y ausencia considerados válidos, después del muestreo estratificado basado en el modelo MaxEnt. Se indica el rango de altitud en ambos casos.

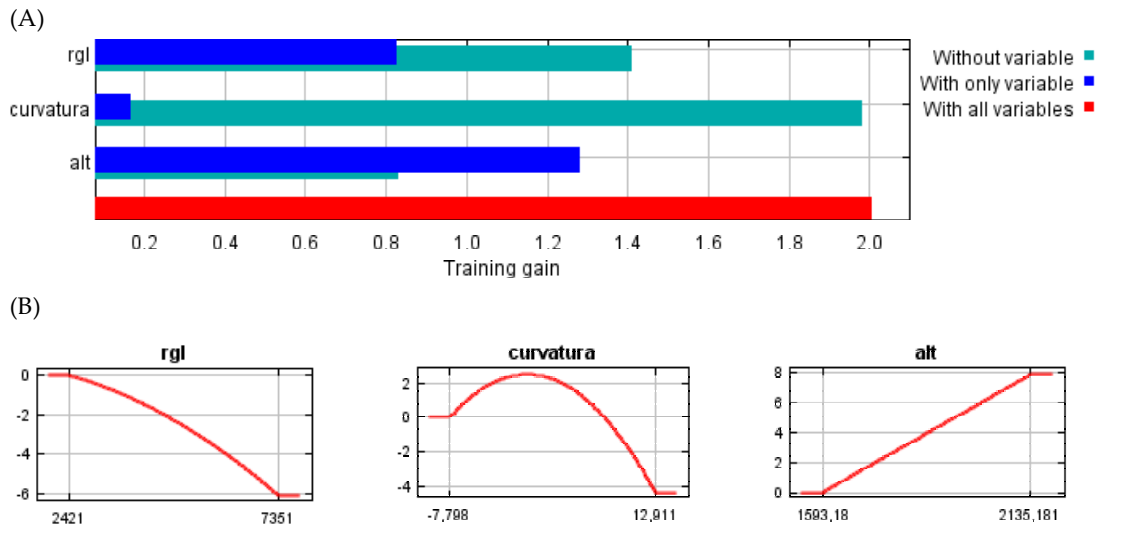


Figura 5-4. (A) Aportación de las variables incluidas en el modelo de máxima entropía obtenido en Max-Ent, comparando la capacidad predictiva (*training gain*) según su inclusión / exclusión. (B) Curvas respuesta de cada una de las variables al modelo final (eje de coordenadas: valores de la variable; eje de abscisas: contribución frente a la predicción final, a escala logarítmica). Rgl- radiación global; alt- altitud.

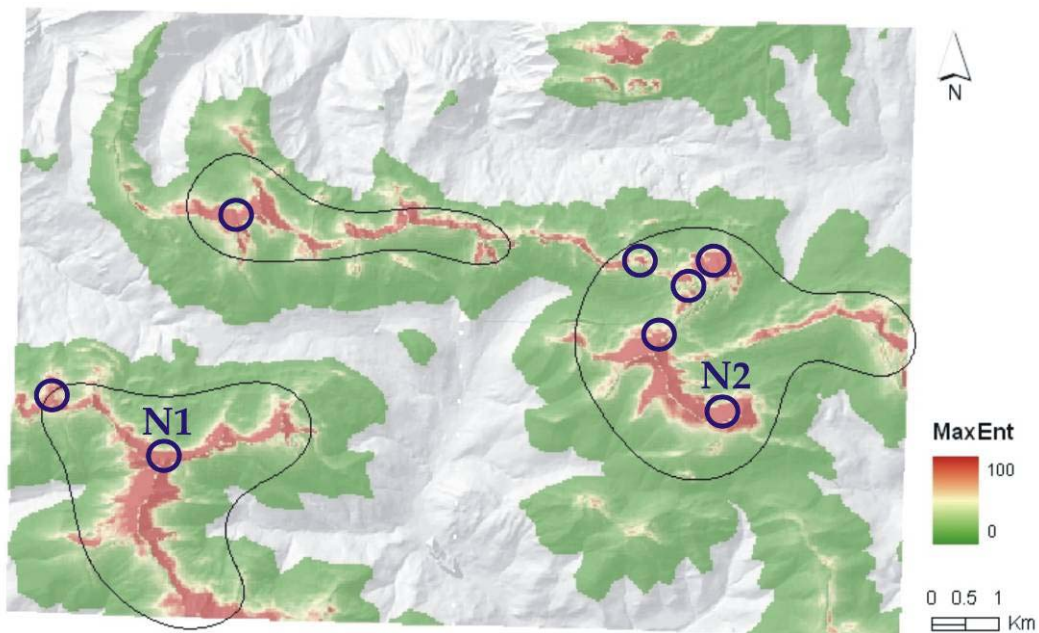


Figura 5-5. Modelo previo de distribución de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*. Los polígonos definen las áreas de mayor densidad de los 500 puntos de muestreo generados a partir del mapa de probabilidad. Los círculos indican la localización de los núcleos poblacionales conocidos, incluyendo las nuevas localizaciones (N1: Pico Murias; N2: Pico Redondo).

5.3.2 Modelo GLM

Las 193 localizaciones de presencia y ausencia disponibles presentaron un grado de autocorrelación bajo para las variables descriptivas consideradas, con un índice (I) de Moran próximo a 0 (distribución aleatoria), verificando en 90 m la distancia adecuada para evitar dependencia estadística de los datos. La selección del 75% de las localizaciones permitió disponer de 26 puntos de presencia y 119 puntos de ausencia para la calibración del modelo. Los datos de ausencia fueron ponderados con un valor final de 0.2184, igualando así su peso con el de las presencias. Del conjunto de variables disponibles, únicamente la radiación global ofreció un nivel alto de significancia ($p < 0.001$), por lo que la inclusión del resto de variables no aportó ningún poder predictivo al modelo, siendo eliminadas en el proceso de selección automática (paso a paso). Los coeficientes de regresión fueron de 11.271 para la constante y -0.002 para la radiación global. La curva COR obtenida a partir de los 24 puntos de validación definió un valor de AUC=0.938. Dichos coeficientes fueron utilizados para definir un nuevo mapa de ocupación potencial de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en el área de estudio (Figura 5-6), el cual se creó incorporando un filtro de altitud con un valor mínimo de 1800 metros, debido a que todos los puntos utilizados superaba esta altitud (Tabla 5-2).

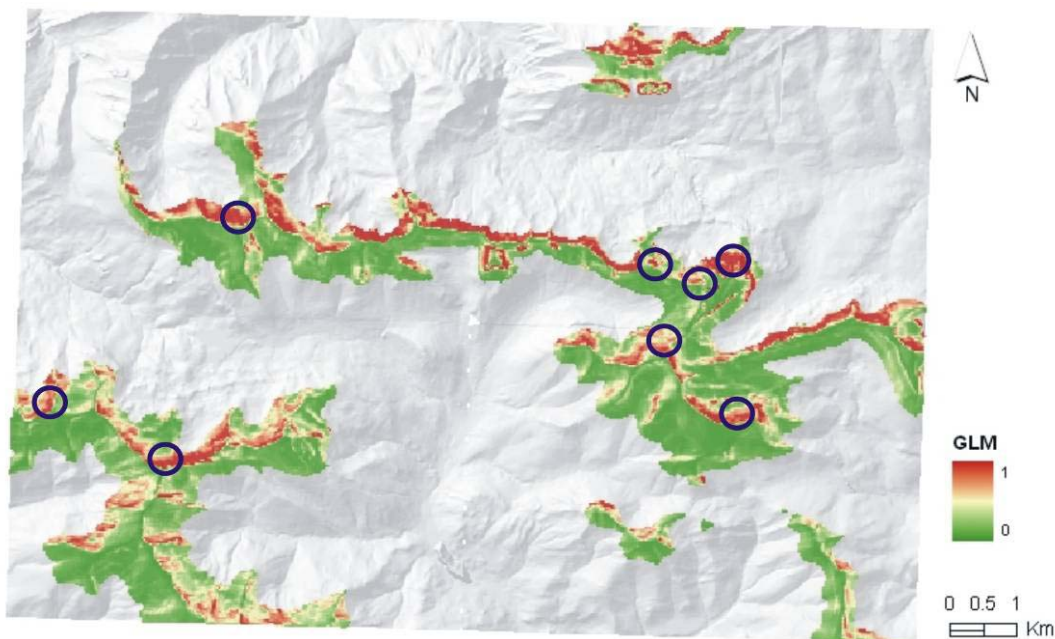


Figura 5-6. Modelo GLM de distribución potencial para *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en el área de estudio, aplicado a las zonas con altitudes superiores a 1800 metros. Los círculos indican la localización de los núcleos poblacionales conocidos.

5.3.3 Área de ocupación potencial

La superficie de ocupación predicha por el modelo previo (Max-Ent) y el modelo final (GLM) se calculó para 9 puntos de corte proporcionales a los valores de probabilidad (Figura 5-7). La superficie de ocupación total definida por el modelo Max-Ent presenta una tendencia inferior a la superficie predicha por el modelo GLM, si bien la variación de los puntos de corte es mayor en el primer caso. Así, el punto de corte óptimo obtenido según el mínimo área predicha para el modelo Max-Ent ofreció una superficie de ocupación entre 5 y 6 veces menor que la aproximación del coeficiente Kappa (Tabla 5-3). En el caso del modelo GLM, los dos métodos testados ofrecieron el mismo punto de corte óptimo, y por tanto la misma predicción de superficie de cálculo del AOP.

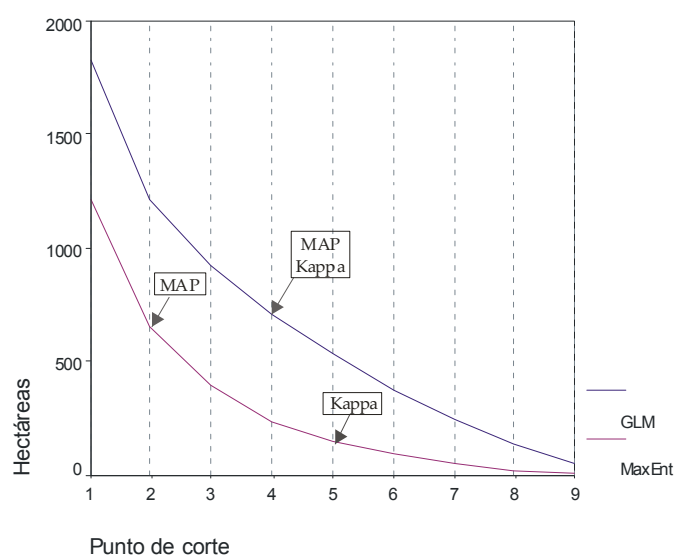


Figura 5-7. Superficie de ocupación predicha en función de 10 puntos de corte proporcionales a los valores de probabilidad obtenidos en los modelos GLM y MaxEnt. Se indican los puntos de corte definidos por los métodos de selección MAP y Kappa (Tabla 5-3).

		MAP	Máxima K
Modelo MaxEnt	Punto de corte	0.2	0.5 (K=0.583)
	Superficie	648 ha	144 ha
Modelo GLM	Punto de corte	0.4	0.4 (K=0.750)
	Superficie	706 ha	706 ha

Tabla 5-3. Puntos de corte y superficie total (en hectáreas) obtenidos en función de las aproximaciones del mínimo área predicha (MAP), y el valor máximo del coeficiente Kappa (Máxima K), para cada uno de los dos modelos testados.

5.4 Conclusiones y discusión

5.4.1 Distribución espacial de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*

La altitud y la radiación solar pueden considerarse como variables ambientales relacionadas con la distribución de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en la Cordillera Cantábrica, a una escala de detalle. La implicación de la altitud como variable explicativa resultó de especial utilidad en el modelo inicial (MaxEnt), restringiendo el área de estudio por encima de los 1800 metros. A partir de dicha altitud, y en función del modelo GLM, la principal variable explicativa resultó ser la radiación solar, la cual puede considerarse un factor ecológico “directo” (frente a variables “indirectas” como la exposición o la pendiente), relacionado con la actividad fotosintética, los procesos fisiológicos y la acumulación diferencial de nieve (Körner, 2003). La pérdida de relevancia de la altitud como factor ecológico, a partir de una determinada cota, es un proceso bien conocido en plantas de montaña (Friedel, 1961; Cernusca, 1976; Gottfried *et al.*, 1998), atribuido a la importancia de otros factores limitantes en esas condiciones, como la acumulación de nieve, la exposición a los vientos dominantes o la estabilidad edáfica.

La aplicación de modelos de distribución con una única variable explicativa (como la radiación solar en el modelo GLM) resulta común en los casos en que la variable respuesta ofrece un importante significado ecológico (Fleishman *et al.*, 2004). Sin embargo, la distribución espacial de cualquier especie es el resultado de la acción de factores ecológicos externos (factores ambientales de tipo biótico y abiótico) y procesos internos o de competencia (Legendre & Legendre, 1998), por lo que la interpretación de los modelos de distribución debe tener en cuenta las limitaciones de no considerar todos los factores implicados. En ambientes de alta montaña, la radiación solar y otras variables topográficas inciden directamente en los procesos geomorfológicos relacionados con la acumulación de nieve (Chueca & Julián, 2004). Por ejemplo, López-Moreno *et al.* (2006) interpretan la permanencia de pequeños glaciares pirenaicos en función de la pendiente, la curvatura y de modo especial la radiación solar, como resultado de unas condiciones micro-climáticas concretas que favorecen la acumulación y permanencia de nieve. De un modo análogo, y considerando tanto el conocimiento previo como los resultados obtenidos en este trabajo, la presencia de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en la alta montaña cantábrica puede relacionarse con áreas de baja insolación y elevada acumulación de nieve, situación que se corresponde con el hábitat descrito en otras montañas del sur de Europa. En estas áreas, la altitud o la exposición no representan, por sí solas, factores determinantes para la distribución de la planta.

Por otro lado, el área de estudio de este trabajo (extensión de presencia de *E. n.* subsp. *nigrum*) coincide con el área de asentamiento de uno de los glaciares más importantes que ocuparon la Cordillera Cantábrica durante la glaciación Würm, con una longitud máxima de 16 kilómetros y una morfología glacial de tipo alpino bien desarrollada (Frochoso & Castañón, 1987). El área de distribución potencial definida (AOP) coincide, además, con las cabeceras de dichos glaciares en el territorio, por lo que puede deducirse que la colonización vegetal de estos ambientes se ha producido durante el periodo postglacial. Puede interpretarse así que las zonas que en su momento sirvieron de refugio a los últimos glaciares de estas montañas, ofrecen hoy las características ecológicas apropiadas para algunas plantas de óptimo boreo-alpino. La existencia de refugios microclimáticos de óptimo alpino es un proceso bien conocido en plantas relicticas de montaña (Körner, 2003), si bien su aplicación en los modelos de distribución está aún poco desarrollada, debido a la dificultad de obtención de datos a escalas de detalle, y la mayor accesibilidad de variables climáticas, frente a las topográficas. Por otro lado, la capacidad de *E. n.* subsp. *nigrum* de establecerse sobre sustratos de naturaleza calcárea indica que los factores edáficos no constituyen una limitación fisiológica, en condiciones óptimas de baja radiación solar, por lo que la preferencia de la planta por áreas silicícolas puede estar regulada por otros factores, como la competencia con otras plantas de alta montaña.

5.4.2 Área de ocupación real y potencial

En su interpretación más extendida, el *área de ocupación* es el resultado de la exclusión, dentro de la *extensión de presencia*, de las áreas con hábitats no adecuados, o con hábitats adecuados pero no ocupados por una determinada especie (Gaston, 1994). En la mayor parte de los casos, los hábitats adecuados para una especie no son ocupados en su totalidad, actuando como áreas potenciales para la colonización, o como espacios inaccesibles por motivos históricos o de competencia (Gibson *et al.*, 2007). Resulta útil diferenciar, por tanto, el conjunto de hábitats adecuados, o *área de ocupación potencial* (AOP), del área realmente ocupada por una planta, y que constituye su *área de ocupación real* (AOR). Ambas medidas son análogas al concepto del nicho fundamental (*fundamental niche*) y nicho realizado (*realized niche*) descrito por Hutchinson (1957), y comúnmente aplicado en la interpretación de la variabilidad ecológica de especies. Mientras que el AOP puede ser estimado a partir de diferentes aproximaciones, como la realizada en este trabajo, el AOR resulta en muchos casos difícil de determinar, ya que requiere de la prospección de todos los hábitats adecuados de una especie.

La obtención de información ambiental de detalle y el conocimiento previo sobre los requerimientos ecológicos de *E. nigrum* subsp. *nigrum* en el área de estudio han permitido superar las limitaciones técnicas relacionadas con la estimación del área de ocupación (Rondinini *et al.*, 2006). Debido a la poca accesibilidad y el irregular relieve del territorio, el AOR de la planta de estudio no puede concretarse, al menos a una escala de detalle, dentro de unos márgenes de error aceptables. Sin embargo, la estimación del AOP realizada para *E. nigrum* subsp. *nigrum* ofrece altas garantías de exactitud, basadas en la probabilidad de presencia definida por los modelos de distribución empleados. Considerando los muestreos previos realizados, la superficie de AOR medida no supera los 0.1 km², considerando los polígonos de ocupación definidos en el muestreo inicial y las áreas de presencia cartografiadas en el muestreo adaptativo. Dicha medida es 70 veces inferior a los 7.1 km² definidos como el AOP de la especie en el área de estudio (Tabla 5-3), lo que significa que la diferencia entre el AOR y AOP puede ser muy significativa, cuando se aplica para la definición de la distribución de una especie. A pesar de que se considera probable la existencia de poblaciones aún sin localizar, dentro del área de estudio, la proporción AOP/AOR sería igualmente amplia (posiblemente > 50), lo que invalida la aplicación del AOP para estimaciones demográficas o de otro tipo.

Sin embargo, la aportación del AOP al conocimiento de la distribución de *Empetrum nigrum* en la Cordillera Cantábrica puede valorarse desde un punto de vista cuantitativo y cualitativo. En el primer caso, las diferencias respecto a la cuadrícula de 1x1 km no son especialmente relevantes (Figura 5-8), excepto en el caso del valor mínimo predicho por el modelo Max-Ent; si bien el valor de AOP más apropiado se considera entre el máximo del modelo MaxEnt (6.4) y el modelo GLM (7.4). En cualquier caso, las principales diferencias de los sistemas de medición se encuentran a nivel cualitativo. Comparando la distribución del modelo GLM en el punto de corte considerando adecuado (0.4) con la resolución de las cUTM de 1x1 km (Figura 5-10), el AOP ofrece, en el primer caso, una aproximación más precisa y realista a la distribución de la planta, según las variables ambientales utilizadas. En base a ello, y aún considerando las limitaciones propias de los modelos de distribución de especies (Austin, 2007), su utilización para la estimación del AOP puede permitir aproximaciones más realistas al área de ocupación de plantas vasculares. De manera complementaria, el AOP puede servir también como referencia para la aplicación de factores de corrección de escala, tal y como propone la UICN (2001) en respuesta a las limitaciones para el cálculo del área de ocupación.

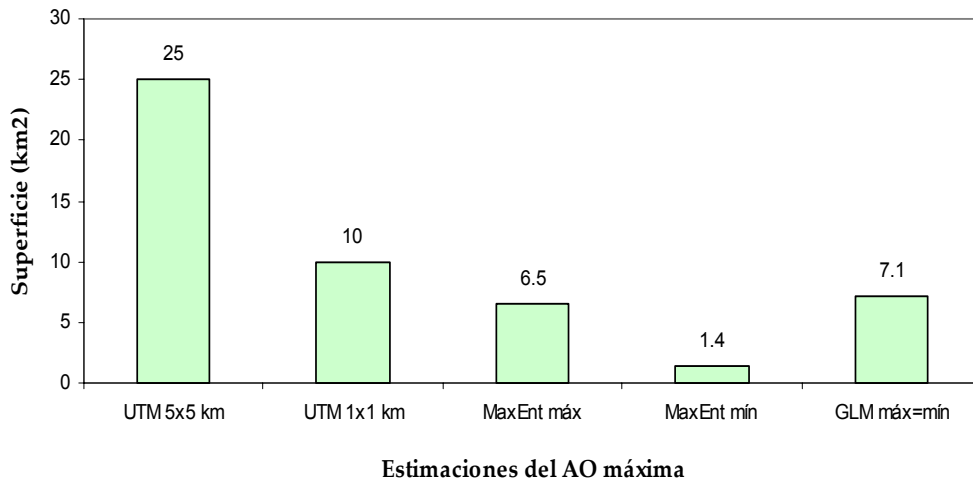


Figura 5-9. Diferentes estimaciones del área de ocupación (AO) máxima para *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en el área de estudio, a partir de cuadrículas UTM de 5x5 y 1x1 kilómetros, y las medidas obtenidas mediante los modelos de distribución definidos.

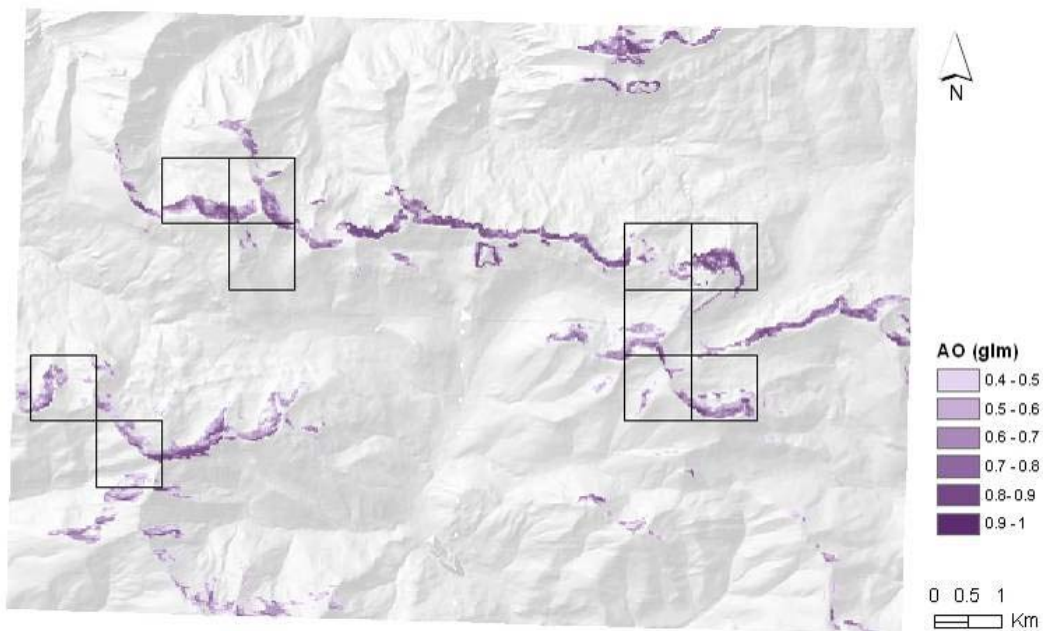


Figura 5-10. Precisión espacial obtenida en la medición del área de ocupación de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, según las cuadrículas UTM de 1x1 Km (cuadrados) y los resultados del modelo GLM (AO (glm), se muestran las áreas con valores de probabilidad > 0.4).

5.4.3 Aplicaciones para la conservación

La estimación de la distribución potencial de plantas vasculares representa una herramienta de gran utilidad para su conservación, considerando el carácter de *área esencial* que se le atribuye al área de ocupación para la supervivencia de poblaciones (Keith *et al.*, 2000). Además, la utilización de una escala de alta resolución puede ser aplicada con mayor efectividad en diferentes aspectos de interés para la biología de la conservación, como: (1) el conocimiento ecológico de las poblaciones y el hábitat en que viven; (2) la planificación de muestreos dirigidos para la confirmación de la presencia o ausencia de poblaciones; (3) la obtención de medidas de distribución más precisas y reales; y (4) el desarrollo de acciones de conservación específicas sobre el área de ocupación potencial.

Además, el estudio de los factores ecológicos ligados a plantas raras o amenazadas permite comprender algunas de las causas que determinan su rareza, las cuales pueden estar implicadas en su conservación (ver Capítulo 3). En el caso de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en la Cordillera Cantábrica, la ocupación de refugios microclimáticos relacionados con ambientes boreo-alpinos puede explicar su rareza en el territorio, ligada a áreas que mantienen unas condiciones relicticas especiales. Teniendo en cuenta que *Empetrum nigrum* muestra una especial sensibilidad a las oscilaciones climáticas en el ámbito boreal (Fosaa *et al.*, 2004), esta sensibilidad podría ser más acusada en áreas marginales de su distribución, como las montañas del sur de Europa. Considerando que las poblaciones cantábricas colonizaron su área de ocupación actual después de la retirada de los últimos glaciares pleistocénicos (hace 10.000/15.000 años), la capacidad de dispersión de la planta podría haberse visto limitada por la escasa representatividad de ambientes de baja insolación y acumulación de nieve. Debido a ello, el conocimiento de los efectos del cambio climático sobre las condiciones micro-climáticas adecuadas para la planta representa la principal incógnita para la viabilidad futura de las poblaciones en el territorio.

La planificación de muestreos adaptativos a partir de modelos de distribución es una aplicación relativamente reciente en la biología de la conservación (Engler *et al.*, 2004; Guisan *et al.*, 2005), ofreciendo la posibilidad de realizar prospecciones dirigidas para la búsqueda de nuevas poblaciones. En el ejemplo estudiado, se ha podido confirmar cómo este tipo de muestreos puede ofrecer resultados positivos cuando son aplicados a escalas de detalle, utilizando únicamente variables topográficas. La utilización de este tipo de variables resulta aconsejable en el caso de modelos de distribución de plantas de alta montaña, aplicadas a una *meso- o topo-escala* (Mackey & Lindenmayer, 2001). En los casos en que no se dispone de un

conocimiento ecológico previo de las especies a modelizar (Corsi *et al.* 1999), y por lo tanto los parámetros ecológicos potencialmente relacionados con la distribución de especies son desconocidos, los modelos de tipo deductivo (Stoms *et al.*, 1992) ofrecen una alternativa que puede también aplicarse a escalas de detalle (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005). En el caso de estudio, los muestreos adaptativos permitieron descubrir dos nuevas poblaciones, optimizando el tiempo y recursos empleados para la confirmación de la presencia/ausencia de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en la Cordillera Cantábrica. Por otro lado, el modelo inicial mostró la utilidad de los sistemas de predicción basados únicamente en localizaciones de presencia (en este caso Max-Ent), para su aplicación en plantas de alta montaña y con variables topográficas.

La estimación del área de ocupación potencial (AOP) de plantas permite también obtener medidas precisas de distribución. Estas medidas resultan especialmente importantes cuando son interpretadas como un criterio de rareza, a la hora de valorar el grado de amenaza de una especie. Sin embargo, cuando se trata de comparar el grado de rareza entre especies (como en sistemas comunes como el de UICN) resulta recomendable mantener una única escala de trabajo (He & Gaston, 2000), debido a que la aplicación de modelos de detalle puede resultar heterogénea con los criterios más comúnmente utilizados, pareciendo más prudente aplicarlos en un ámbito local. A pesar de ello, la disponibilidad del AOP a escalas de detalle ofrece la posibilidad de precisar los criterios utilizados para la valoración del grado de amenaza. Si se interpreta el AOP como el área máxima posible de ocupación, ésta puede ser utilizada como medida del “mejor de los casos posibles”, tal y como argumentan los criterios para la asignación de grados de amenaza (UICN, 2001). En el caso de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, la aportación del AOP no implicaría cambios en su categorización actual como *Vulnerable*, asignándole el criterio D2 de la UICN (área de ocupación < 20 km²), debido a que la aproximación más reciente se basó en la asignación de cuadrículas UTM de 1x1 km (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2006). Sin embargo, las diferencias cuantitativas resultan especialmente relevantes cuando son comparadas con medidas basadas en cUTM de 5x5 km o superiores (Figura 5-9), medidas aún utilizadas en la estimación del AO para la asignación de categorías UICN en plantas vasculares.

Desde el punto de vista de la gestión de especies amenazadas, la principal aplicación del AOP estimada se basa en su capacidad para definir medidas de conservación del hábitat. Cuando se dispone de la distribución potencial de una planta en forma de teselas (*patches*) o elementos del paisaje, éstos pueden ser utilizados como unidades de conservación para la gestión del territorio, basándose

en la presencia confirmada o posible de poblaciones de la planta a estudio. En el caso que nos ocupa, las amenazas potenciales descritas sobre *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* en el territorio están relacionadas con la estación de esquí alpino que comparte la extensión de presencia de la planta (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2006). Debido que la ampliación de pistas o infraestructuras relacionadas pueden afectar parte del AOP de la planta, la disponibilidad de información cartográfica a escala de detalle ofrece a los gestores del territorio herramientas para la gestión preventiva, como la definición de microreservas en las áreas de presencia confirmada, y de áreas libres o de reducida intervención en las áreas potenciales. La aplicación de modelos predictivos del AOP a estas escalas puede resultar de especial interés en parques naturales o reservas biológicas de montaña, donde son frecuentes las plantas raras o amenazadas de carácter relíctico, en algunos casos afectadas por diferentes infraestructuras.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó a partir de la iniciativa del proyecto AFA (Atlas de Flora Amenazada de España) y de Herminio S. Nava, coordinador del mismo en la Universidad de Oviedo. Marisa Vera de La Puente facilitó información sobre la distribución de *Empetrum nigrum* en las áreas de muestreo. La Junta de Castilla y León y el Principado de Asturias facilitaron la cartografía digital del área de estudio. Luís Villar y los responsables de los herbarios JACA, LEB y SANT ofrecieron información sobre citas y pliegos de *Empetrum* en el norte de la Península Ibérica, mientras que David Draper, Gonzalo García-Baquero, Nikolaus Zimmerman y Susana Suárez-Seoane aportaron valiosas sugerencias para el desarrollo de los modelos de distribución.

Referencias bibliográficas

- Akçakaya, R., Ferson, S., Burgman, M.A., Keith, D.A., Mace, G.M. & Todd, C.R. (2000). Making Consistent IUCN Clasifications under Uncertainty. *Conservation Biology*, 14(4): 1001-1013.
- Araújo, M.B., Thuiller, W., Williams, P.H. & Reginster, I. (2005). Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning. *Global Ecology and Biogeography*, 14(1): 17-30.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200: 1-19.
- 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.
- Boraynski, A. & Vera de la Puente, M.L. (1995). The Empetraceae on the Iberian Peninsula. *Wildenowia*, 25: 39-53.
- Braun-Blanquet, J. (1979). Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: H. Blume Ed.

- Burrough, P. A. & McDonnell, R. A. (1999). *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press. Oxford. 333 pp.
- Carpenter, G., Gillson, A.N. & Winter, J. (1993). DOMAIN: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*, 2: 667-680.
- Carter, G.M., Stolen, E.D. & Breininger, D.R. (2006). A rapid approach to modelling species-habitat relationships. *Biological conservation*, 127: 237-244.
- Cernusca, A. (1976). Bestandesstruktur, Bioklima und Energiehaushalt von alpinen Zwergstrauchbeständen. *Oecol. Plant*, 11: 71-102.
- Chueca, J. & Julián, A. (2004). Relationship between solar radiation and the development and morphology of small cirque glaciers (Maladeta Mountain Massif, Central Pyrenean, Spain). *Geografiska Annaler*, 86(A): 81-89.
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 41: 687-699.
- Corsi, F., de Leeuw, J. & Skidmore, A.K. (1999). Modeling species distributions with GIS. In: Boitani, L. & Fuller, T.K. -eds-. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York, pp 389-434.
- Draper, D., Rosselló-Graell, A., García, C., Tauleigne Gomes, C. & Sérgio, C. (2003). Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal. *Biological Conservation*, 113: 337-349.
- Edwards, T.C.Jr., Cutler, R., Zimmermann, N.E., Geiser, L., & Alegria, J. (2004). Model-based stratifications for enhancing the detection of rare ecological events: lichens as a case study. *Ecology*, 86: 1081-1090.
- Elith, J. et al. (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Engler, R., Guisan, A. & Rechsteiner, L. (2004). An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, 41: 263-274.
- Fernández Prieto, J.A. & Bueno, A. (1994). Matorrales subalpinos de las altas montañas silíceas cantábricas (N de España). XIV Jornadas de Fitosociología, Bilbao. Libro de Resúmenes.
- Fernández Prieto, J.A., Díaz González, E.T. & Nava, H.S. (2007). La protección de la flora vascular del Principado de Asturias. *Naturalia Cantabricae*, 3: 37-56.
- Fleishman, E., Nally, R.M., Fay, J.P. & Murphy, D.D. (2001). Modeling and predicting species occurrence using broad-scale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology*, 15(6): 1674-1685.
- Fosaa, A.M., Sykes, M.T., Lawesson, J.E. & Gaard, M. (2004). Potential effects of climate change on plant species in the Faroe Islands. *Global Ecology and Biogeography*, 13: 427-437.
- Friedel, H. (1961). Schneedeckendauer und Vegetation-swerteilungen im Gêlande. *Mitt Forstl Bundes Versuchsanst Mariabrunn (Wien)*, 59: 317-369.
- Frochoso, M. & Castañón, J.C. (1997). El relieve glaciar de la Cordillera Cantábrica. In: *Las huellas glaciares de las montañas españolas*. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela, p. 65-137.
- Fu, P & Rich, P.M. (2000). *Manual Solar Analyst 1.0*. Helios Environmental Institute (HEMI).
- Gaston, K.J. (1994). *Rarity*. Chapman and Hall. London.
- Gibson, L., Barret, B. & Burbidge, A. (2007). Dealing with uncertain absences in habitat modeling: a case study of a rare ground-dwelling parrot. *Diversity and distributions*, 13(6): 704-713.
- Gottfried, M., Pauli, H. & Grabherr, G. (1998). Prediction of vegetation patterns at the limits of plant life: a new view of the alpine-nival ecotone. *Artic Alp Res*, 30: 839-846.

- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147-186.
- Guisan, A., Broenimann, 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(2): 501-511.
- Guisan, A., Edwards, T. C. & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157: 89-100.
- Hartley, S. & Kunin, W. (2003). Scale Dependency of Rarity, Extinction Risk, and Conservation Priority. *Conservation Biology*, 17(6): 1559-1570.
- He, F. & Gaston, K. J. (2000). Occupancy-abundance relationships and sampling scales. *Ecography*, 23: 503-511.
- Hirzel, A. & Guisan, A. (2002). Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, 157: 331-341.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- Jenness, J. (2005). Grid and Theme Regression 3.1 (grid_regression.avx) extension for ArcView 3.x. Jenness Enterprises. Available at: www.jennessent.com/arcview/regression.
- Jiménez-Alfaro, B., Bueno S., A. & Fernández Prieto, J.A. (2005). Ecología y hábitat potencial de las poblaciones cantábricas de *Aster pyrenaeus* D.C. (Asteraceae). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 141(2): 203-208.
- Jiménez-Alfaro, B., Bueno Sánchez, A. & Fernández Prieto, J.A. (2006). *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*. In: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. -eds-. Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Adenda 2006. Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid. 92 pp.
- Keith, D.A., Auld, T.D., Ooi, M.K.J. & Mackenzie, B.D.R. (2000). Sensitivity analyses of decision rules in World Conservation Union (IUCN) Red List criteria using Australian plants. *Biological Conservation*, 94: 311-319.
- Körner, C. (2003). Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. 2nd edition. Springer.
- Kron, K.A. (1996). Phylogenetic Relationships of Empetraceae, Epacridaceae, Ericaceae, Monotropaceae, and Pyrolaceae: evidence from nuclear ribosomal 18s sequence data. *Annals of Botany*, 77: 293-303.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). Numerical Ecology. Elsevier Science. Netherdalnd. 853 pp.
- López-Moreno, J.I., Nogués-Bravo, D., Chueca-Cía, J. & Julián-Andrés, A. (2006). Glacier development and topographic context. *Earth Surf. Process. Landforms*, 31: 1585-1594.
- Mackey, B.G. & Lindenmayer, D.B. (2001). Towards a hierarchical framework for modeling the spatial distribution of animals. *Journal of Biogeography*, 28: 1147-1166.
- Manel, S., Williams, H.C. & Sormerod, S.J. (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38: 921-931.
- Miller, R.M., Rodríguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradenya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, M.A. & Pollock, C. (2007). National Threatened Species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: current status and future perspectives. *Conservation Biology*, 21(3): 684-696.
- Muñoz, J. & Felicísimo, A.M. (2004). Comparison of statistical methods commonly used in predictive modelling. *Journal of Vegetation Science*, 15: 285-292.

- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231-259.
- Rondinini, C., Wilson, K.A., Boitani, L., Grantham, H. & Possingham, H.P. (2006). Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters*, 9: 1136-1145.
- Scott, J.M., Heglund, P.J. & Morrison, M.L. -eds-. (2002). *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press. Washington, DC.
- Segurado, P. & Araújo, M.B. (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography*, 31: 1555-1568.
- Sérgio, C., Figueira, R., Draper, D., Menezes, R. & Sousa, A.J. (2007). Modelling bryophyte distribution based on ecological information for extent of occurrence assessment. *Biological Conservation*, 135: 341-351.
- Stockwell D. & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*. 13: 143-158.
- Stoms, D.M., Davis, F.W. & Cogan, C.B. (1992). Sensitivity of wildlife habitat models to uncertainties in GIS data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 58: 843-850.
- Thuiller, W., Araújo, M.B. & Lavorel, S. (2003). Generalized models vs. classification tree analysis: Predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science*, 14(5): 669-680.
- UICN (1984). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*.
- UICN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- UICN (2003). *Directrices para Emplear los Criterios de la Lista Roja de la UICN a Nivel Nacional y Regional*. Versión 3.0. Preparadas por la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN.
- Vera de la Puente, M.L. (1980). *Empetrum nigrum* L. subsp. *nigrum* en la Cordillera Cantábrica. *Rev. Fac. Ci. Univ. Oviedo*, 20-21: 103-107.
- Zaniewski, A.E., Lehmann, A. & Overton, J.M. (2002). Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157: 261-280.

Capítulo 6 ■ **Indicadores de variabilidad en poblaciones fragmentadas de *Senecio boissieri* DC., endemismo orófilo de la Península Ibérica**

- **Objetivos:** Comparar tres medidas de diversidad que pueden ser utilizadas como indicadores de variabilidad entre poblaciones aisladas de plantas orófilas, para la identificación de unidades intraespecíficas de conservación, a partir del estudio de poblaciones fragmentadas del endemismo ibérico *Senecio boissieri*.
- **Metodología:** Se muestrearon 11 poblaciones a lo largo del área de distribución de *Senecio boissieri*, en el norte, centro y sur peninsular, estudiando: (1) la estructura genética inter- e intra-poblacional, mediante el análisis de marcadores RAPD en 128 individuos; (2) la diversidad fitocenótica de las comunidades vegetales en que vive la planta, mediante el análisis de las plantas acompañantes en su área de ocupación; y (3) la diversidad climática en el entorno de las poblaciones (cuadrículas de 200x200m) y su afinidad con el resto de la Península Ibérica, a través de un modelo climático basado en la distancia de Mahalanobis. La relación entre las distancias genéticas, florísticas y climáticas, junto a las distancias geográficas, se midió mediante el test de Mantel y la aplicación de semivariogramas.
- **Resultados:** Todos los análisis de variabilidad diferenciaron poblaciones del norte peninsular respecto al resto, si bien la variabilidad florística y climática discriminó una porción más reducida, correspondiente a los Picos de Europa. Desde un punto de vista climático, la distribución de *Senecio boissieri* se ve restringida por las condiciones propias de la alta montaña de influencia mediterránea, existiendo un gradiente de variabilidad en dirección norte-sur. La correlación entre las distancias estadísticas de los indicadores resultó significativa en todos los casos, excepto cuando se compararon las distancias florísticas y climáticas con las distancias geográficas.
- **Principales conclusiones:** Las poblaciones de *Senecio boissieri* presentan un carácter relictico relacionado con los procesos de conservadurismo del nicho ecológico. La relación entre los indicadores utilizados permite identificar procesos de coevolución de las poblaciones de la planta y las comunidades vegetales en que vive, en hábitats crioturbados que se consideran relicticos, y que pudieron dominar una buena parte de la Península Ibérica durante las últimas glaciaciones. En este contexto, la caracterización molecular de poblaciones se revela como el sistema más completo para la designación de unidades de conservación, si bien la incorporación de la variabilidad fitocenótica aporta información adicional, mientras que los análisis climáticos se revelan principalmente como una variable explicativa de la fragmentación actual de la especie.

6.1 Introducción

La flora orófila de las montañas europeas ha sido siempre objeto de interés científico, ya fuera en relación con su corología (Ozenda, 1985; Mota *et al.*, 2002), fisiología (Körner, 2003) o con los procesos filogenéticos que la caracterizan (Tribsch & Stuessy, 2003). De manera complementaria, el conocimiento de los procesos de extinción en plantas alpinas representa un objetivo prioritario de la biología de la conservación, con especial interés por las estirpes endémicas, y como respuesta al impacto del cambio global sobre la flora vascular de las regiones de montaña (Nagy *et al.*, 2003; Kammer *et al.*, 2007). La flora y vegetación de las montañas del sur de Europa se consideran además especialmente sensibles a los cambios climáticos, debido a su situación bioclimática fronteriza entre el ámbito eurosiberiano y mediterráneo (Villar & Benito, 2003; Stanisci *et al.*, 2005; Moreno Rodríguez, 2005; Nagy, 2006). Ello hace que una buena parte de las plantas vasculares orófilas de Europa meridional se consideren entre las principales prioridades de conservación en los territorios en que viven (Pauli *et al.*, 2007), estrechamente relacionadas con el centro de biodiversidad o *hotspot* del ámbito mediterráneo (Comes, 2004).

En la Península Ibérica, las plantas de alta montaña constituyen un importante grupo de la flora amenazada en el territorio (Bañares *et al.*, 2004). En muchos casos, la rareza o reducida distribución de estas plantas está relacionada con la fragmentación de área y procesos de vicarianza relacionados con líneas evolutivas de la flora orófila alpina y mediterránea (Vargas, 2003). Las poblaciones aisladas o relicticas pueden identificarse como unidades intraespecíficas de conservación, o como *unidades de significancia evolutiva* (ESUs - *Evolutionary significant Units*), definidas como una población o grupo de poblaciones que pueden considerarse como prioritarias, a causa de unas características distintivas de tipo genético o ecológico (Allendorf & Luikart, 2007). Concebidas inicialmente para la conservación *ex situ* en parques zoológicos (Ryder, 1986) y propuestas por Waples (1995) en función de unos requisitos de aislamiento y adaptación diferencial, las ESUs han sido redefinidas en numerosas ocasiones, considerando la necesidad de establecer relaciones filogenéticas entre las unidades seleccionadas (Moritz, 1994), condiciones de intercambiabilidad genética (Crandall *et al.*, 2000), o transformando el concepto hacia unidades de gestión (*Management units* o *MUs*). La mayor parte de los estudios para la identificación de unidades de conservación intraespecífica (*s.l.*) se sustentan sobre la variabilidad genética poblacional, en función de su utilidad para la identificación de poblaciones geográficamente diferenciadas (Holycross & Douglas, 2007; Picó & Groenendael, 2007). Sin embargo, las limitaciones de un enfoque exclusivamente genético han sido expuestas desde las primeras definiciones de

ESUs, MUs, etc. (Paetkau, 1999), debido a la dificultad de interpretar el componente adaptativo de la variación genética (Bonin *et al.*, 2006). Debido a ello, y recuperando el sentido original de las ESUs, Gustafson *et al.* (2006) reivindican la necesidad de considerar los factores ecológicos y la historia natural de las poblaciones consideradas como unidades de conservación, enfoque igualmente reconocido en el estudio de las respuestas evolutivas y los factores ambientales implicados en la diversidad poblacional de especies (Baruch *et al.*, 2004, Piñeiro *et al.*, 2007, Jakob *et al.* 2007). Sin embargo, la supuesta efectividad de los marcadores moleculares como testigos de la diversidad intraespecífica hace que, en la práctica, los indicadores de variabilidad ambiental sean poco considerados, a la hora de seleccionar unidades de conservación.

Con el fin de evaluar diferentes medidas de diversidad que pueden servir como indicadores para la identificación de unidades intraespecíficas de conservación, en este trabajo se utiliza como caso de estudio *Senecio boissieri*, una planta vascular endémica de la Península Ibérica, que puede considerarse como un ejemplo representativo de la flora ibérica de alta montaña sometida a una intensa fragmentación geográfica. El principal objetivo del trabajo es comparar tres medidas de diversidad que pueden ser utilizadas como indicadores para la definición de unidades de conservación, a partir de un estudio: (1) genético (variabilidad poblacional); (2) florístico (variabilidad fitocenótica) y (3) climático (variabilidad macro-ecológica). En concreto, se pretende comparar la información aportada por cada una de estas medidas de diversidad, así como la relación entre ellas, y su capacidad para identificar la diferenciación derivada de la fragmentación de plantas de alta montaña. Se espera con ello valorar la idoneidad de estas medidas como herramientas para la identificación de unidades de conservación en este tipo de medios, y en la Península Ibérica en particular.

Descripción del taxon de estudio

Senecio boissieri DC. (*in Prodrromus*, 7: 300; 1838) es una planta cespitosa y leñosa de la familia COMPOSITAE, de tipo biológico caméfito, con un tamaño de 10(15) cm, hojas enteras de largo peciolo espatulado y extremo foliar tres veces crenado, cubierta en su mayor parte por un denso indumento de color argénteo. Los capítulos son solitarios, formados únicamente por flósculos hermafroditas de color rojizo o amarillo, cuyos frutos son aquenios glabrescentes y con vilano. Los recuentos cromosómicos realizados sobre diferentes poblaciones (Küpfer & Favarger, 1967; Favarger & Küpfer, 1968; Küpfer, 1968; Blanca, 1992; Castroviejo & Nieto Feliner, 1986) han mostrado que la especie es un tetraploide ($2n=40$). Desde el punto de vista sistemático, De Candolle (1837) incluyó *Senecio boissieri* dentro de la serie *incani*

(sección *Incani* s.l., junto a otros táxones del ámbito circunmediterráneo). Mientras que Chater & Walters (1976) mantuvieron la especie en la sección *Incani*, Pelser *et al.*, (2003, 2004) transfirieron la planta a la sección *Jacobaea*, caracterizada por la morfología y variación de su indumento, junto a otros táxones orófilos del sur de Europa (*Incani sensu lato*), como *S. minutus*, *S. incanus*, *S. carniolicus*, *S. personii*, *S. halleri* o *S. leucophyllus*. Además, la sección *Jacobaea* ha sido recientemente propuesta como un género independiente por los mismos autores (Pelser, 2006; Pelser *et al.*, 2007) – *Jacobaea* Mill. –, sistematizando *Senecio boissieri* DC. como *Jacobaea boissieri* (DC.) Pelser (*in Compositae Newsletter*, 44:5; 2006).

Senecio boissieri se distribuye por las principales montañas de la Península Ibérica, a excepción de los Pirineos. Actualmente se conoce la presencia de la especie en cinco macizos montañosos del norte, centro y sur peninsular (Figura 6-1). La planta fue descrita originalmente en Sierra Nevada, donde actualmente se distribuye en las áreas próximas al pico Veleta (Boissier, 1839; Favarger & Küpfer, 1968; Blanca, 2001), así como en el extremo occidental de la Sierra, en la provincia de Almería –el Almirez– (Sagredo, 1975). Posteriormente la planta fue citada en las montañas andaluzas de la Sierra de Baza –calar de Santa Bárbara– (Rivas Goday, 1968) y el macizo de La Sagra –cumbre La Sagra, 2400 m– (Borja Carbonell, 1956), así como en el Sistema Central, en las cumbres de Guadarrama –Peña Lara– (Rivas-Martínez, 1956). En el norte peninsular, *Senecio boissieri* ha sido localizado en el macizo de Peña Prieta –pr. Pico Tres provincias, 2400 m– (Losa & Montserrat, 1954) y en los Picos de Europa –Jou sin tierra– (Laínz, 1959), donde se conoce de los macizos central y oriental (Nava, 1988). Recientemente la planta se ha citado también en la sierra del Brezo, en Palencia (Alejandre & Escalante, 2008).

Senecio boissieri se considera, a lo largo de su área de distribución, como una planta característica de pastizales psicroxerófilos de alta montaña, que vive sobre sustratos tanto de naturaleza calcárea como silíceas. Debido a su rareza local, *Senecio boissieri* forma parte de los listados de plantas prioritarias para la conservación en las regiones del norte y centro peninsular (Bueno *et al.*, 2005; Llamas *et al.*, 2007), figurando en los catálogos de algunas de las Comunidades Autónomas en que vive (Castilla y León, Decreto 63/2007; Madrid, Ley 2/1991). En Sierra Nevada, las poblaciones de *Senecio boissieri* no se consideran amenazadas, si muestran un área de distribución restringida, dentro del cual son localmente abundantes (Blanca, 2001). A partir de *Senecio boissieri* se ha extraído la *jacaronina* (Torres *et al.*, 2000), compuesto en experimentación farmacológica para la obtención de anti-tumorales, aplicación generalizada en diferentes especies del género (Loizzo *et al.*, 2005).

6.2 Metodología

6.2.1 Muestreo de poblaciones

Se muestrearon un total de 11 poblaciones de *Senecio boissieri*, representando la mayor parte del área de distribución conocida de la planta, y visitando diferentes localidades de los Picos de Europa y Peña Prieta (norte peninsular), sierra de Guadarrama (centro), Sierra Nevada y Sierra de Baza (sur). Las únicas localidades donde se conoce la presencia de la planta que no fueron visitadas se corresponden con las citas de la Sierra de La Sagra y el extremo occidental de Sierra Nevada, en el área sur de distribución, así como la reciente localidad palentina (Figura 6-1).

En cada localidad visitada se realizaron prospecciones a pie para la búsqueda de núcleos poblacionales. Las poblaciones encontradas fueron cartografiadas mediante GPS (*Garmin e-trex*, error estimado de muestreo de 10/15 metros), tomando puntos de presencia representativos de cada una de ellas. Como unidades de muestreo, se seleccionaron núcleos discretos de individuos espacialmente diferenciables (*unidades poblacionales*), considerados como representativos de las características demográficas y ecológicas de la población. El tamaño poblacional de cada parcela de muestreo se midió mediante conteo directo. De manera complementaria, se estimó el tamaño total de la población, identificando núcleos poblacionales complementarios durante las prospecciones de campo. La estimación demográfica total se realizó considerando una densidad homogénea en todo el área de ocupación de la planta.

En cada parcela de muestreo se recogieron hojas frescas y bien desarrolladas de un número mínimo de 10 plantas, seleccionadas de modo que la distancia entre los individuos muestreados fuera la mayor posible, abarcando así todo el área de ocupación de cada unidad poblacional. Las muestras fueron almacenadas en frío y enviadas al laboratorio en las 24 horas siguientes a su recolección, para su posterior conservación en frío (-70°C).

En cada unidad poblacional se realizaron también inventarios florísticos, considerando como superficie de muestreo el área de ocupación de cada una de ellas, y anotando el total de táxones acompañantes de *Senecio boissieri*, así como su cobertura. Las plantas no identificadas en el campo fueron recolectadas para su posterior determinación en laboratorio. Las principales características de las localidades visitadas, así como los datos referidos a cada unidad poblacional muestreada, se detallan en la Tabla 6-1.

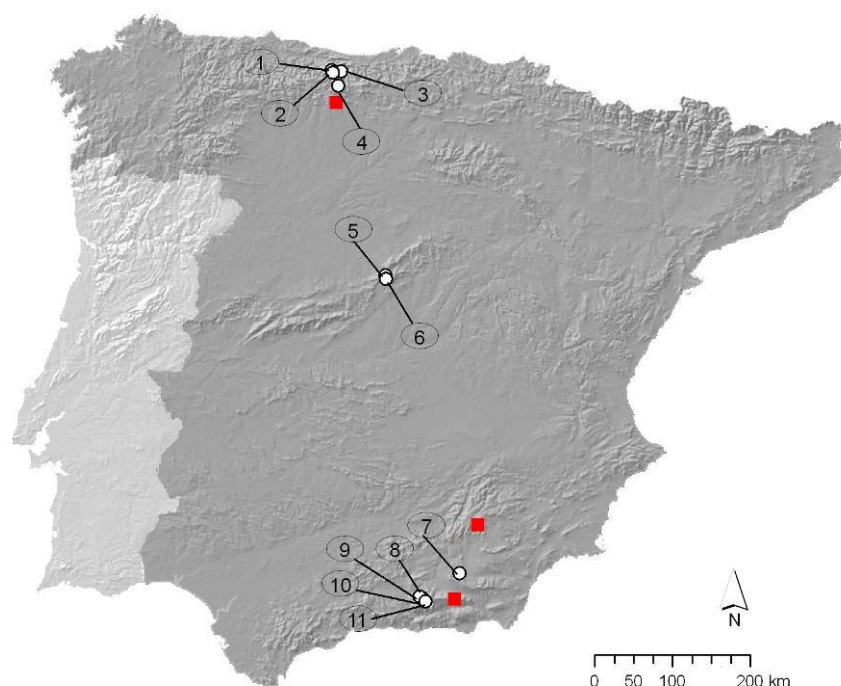


Figura 6-1. Localización geográfica de las 11 localidades muestreadas de *Senecio boissieri* (los números se corresponden con la numeración de la Tabla 6-1). Las cuadrículas rojas indican las 3 localidades no muestreadas, y que completan la distribución conocida de la especie.

Localidad	A	AO	N	Am	Nm	Coordenadas	Alt	S
1 Jou Negro (Picos de Europa)	N	300	300	100	29	349892 / 4785412	2015	B
2 Collado del Alto del Hoyo Oscuro (Picos de Europa)	N	2000	400	150	31	361830 / 4784489	2100	B
3 Hdos Rojos (Picos de Europa)	N	200	100	-	-	351111 / 4782460	2250	B
4 Cubil del Can (Peña Prieta)	N	50	200	40	25	358271 / 4765504	2410	A
5 Peña Lara (Guadarrama)	C	1200	150	15	43	418734 / 4521445	2280	A
6 La Cuerda (Guadarrama)	C	500	400	-	36	419428 / 4516650	2215	A
7 Sta Bárbara (Sª de Baza)	S	300	250	50	41	514150 / 4137374	2100	B
8 Pradollano (Sª Nevada)	S	300	150	300	15	463004 / 4107578	2250	A
9 Albergue Univ. (Sª Nevada)	S	50	50	40	9	465795 / 4105763	2300	A
10 Veleta (Sª Nevada)	S	200	200	200	45	466249 / 4104492	2710	A
11 Loma Pelá (Sª Nevada)	S	50	100	50	-	470471 / 4101196	3000	A

Tabla 6-1. Características generales de las 11 poblaciones de *Senecio boissieri* estudiadas. Se indica el topónimo de cada **Localidad**, y sus principales características: **A**- ámbito geográfico (Norte, Centro o Sur peninsular); **AO**- área de ocupación poblacional en m²; **N**- tamaño poblacional estimado; **Am**- área de ocupación de cada unidad poblacional (m²); **Nm**- número de individuos muestreados para el análisis genético; **Alt**- altitud (m); **S**- tipo de sustrato (B: Básico, A: Ácido).

6.2.2 Análisis genético

La estructura genética de *Senecio boissieri* se estudió mediante RAPD (*Random Amplified Polymerase*), como método de valoración del polimorfismo genético y variación nuclear de las poblaciones estudiadas. La principal ventaja de este método reside en la eficacia para definir *loci* polimórficos sin un conocimiento previo sobre el genoma del organismo a estudio (Mueller & Wolfbarger, 1999), si bien presenta limitaciones importantes para la interpretación filogenética, así como una baja capacidad de repetibilidad. Debido a su sencillez de análisis y bajo coste, el uso de RAPD es una opción de gran aplicabilidad para estudios de biología de la conservación (Hardy, 2003), siendo además comúnmente utilizada para la definición de la estructura genética de poblaciones (Renau-Morata, 2005) o la detección de procesos de especiación (Chapman & Abbott, 2005).

El estudio genético se realizó sobre 9 de las poblaciones muestreadas (una media de 14.22 individuos por población) incluyendo un total de 128 individuos (Tabla 6-1). El proceso de extracción, amplificación e identificación del material genético se resume con detalle en Peredo *et al.* (2008). Mediante la identificación visual de bandas claras y fácilmente detectables se elaboró una matriz de presencia/ausencia. La diversidad genética intra-poblacional se estimó a partir del porcentaje de *loci* polimórficos, el índice de Shannon (Shannon & Weaver, 1949) y el índice de Nei (Nei, 1973), a través del software POPGENE (Yeh *et al.*, 2000). Posteriormente los datos fueron sometidos a un análisis multivariante de ordenación basado en el Análisis de Componentes Principales (PCA) y la distancia euclídea de la matriz de presencia/ausencia, y un análisis de conglomerados, utilizando el protocolo RESTDIST (*restriction sites distance*) implementado en el software PHYLIP 3.6 (Felsenstein, 2004). Las distancias estadísticas fueron utilizadas para la elaboración de un análisis de conglomerados UPGMA (*unweighted pair group method with arithmetic averages*), mediante la aplicación NEIGHBOUR de dicho programa. Los datos fueron también analizados mediante un método bayesiano de clasificación, con el fin de determinar el número de grupos divergentes (k), mediante el programa STRUCTURE (Pritchard *et al.*, 2000). Se ejecutaron seis pruebas independientes de K 1-12 a 100.000 MCMC (*Marcov Chain Monte Carlo*) repeticiones y 100.000 interacciones, sin información previa, y asumiendo correlación entre las frecuencias alélicas. En función de los grupos creados, se definió la estructura genética entre poblaciones, calculando la probabilidad final para cada valor de K. Finalmente se utilizó el análisis molecular de varianza (AMOVA) implementado en ARLEQUIN 3.1 (Excoffier *et al.*, 2005) para examinar el grado de diferenciación entre las agrupaciones de poblaciones detectadas en el análisis multivariante.

6.2.3 Análisis fitocenótico

Las comunidades vegetales, entendidas como asociaciones de plantas en un espacio ecológico común, pueden interpretarse como elementos indicadores de la evolución histórica en un determinado contexto ecológico o geográfico (Thompson, 2005). En sistemas de alta montaña, las comunidades vegetales son el resultado de procesos de interacción constantes (facilitación y competencia) en función de gradientes ecológicos diversos (Choler *et al.*, 2001; Kirvidze *et al.*, 2005), por lo que su variabilidad puede ser interpretada en relación con los procesos de competencia y evolución. Con el fin de interpretar la variabilidad fitocenótica relacionada con la distribución de *Senecio boissieri*, se estudió la variabilidad de la composición florística en las comunidades vegetales de las 11 poblaciones visitadas. Para ello se creó una matriz de presencia/ausencia de las plantas acompañantes de *Senecio boissieri* en el área de ocupación definida para cada una de las parcelas de muestreo. Dicha matriz fue tratada mediante análisis de componentes principales (PCA), como método lineal adecuado para la aplicación de gradientes de presencia/ausencia (Hirst & Jackson, 2007), utilizando la distancia euclídea y el software CANOCO (Leps & Smilauer, 2003). La misma matriz se usó para realizar un análisis de clasificación mediante el método TWINSpan (Hill, 1979), sistema divisivo de clasificación que sirvió como base para la identificación de plantas diagnósticas en cada uno de los grupos definidos, en función del coeficiente *Phi* (Chytry *et al.*, 2002), y mediante la aplicación incluida en el programa JUICE 6.2 (Tichy, 2002). Finalmente, los grupos definidos fueron adscritos a las unidades fitosociológicas reconocidas en cada territorio para su descripción ecológica, siguiendo el esquema sintaxonómico ibérico de Rivas Martínez *et al.* (2002).

6.2.4 Análisis climático

Los factores climáticos suelen considerarse entre las principales causas de fragmentación y aislamiento de poblaciones, razón por la cual es posible detectar una relación directa entre las condiciones climáticas y la diferenciación genética de poblaciones relacionadas pero geográficamente aisladas (Piñeiro *et al.*, 2007). Con el fin de evaluar la diversidad climática existente en las poblaciones de *Senecio boissieri*, se utilizó información climática disponible sobre la Península Ibérica, aplicando variables climáticas derivadas de la información digital del *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica* (Ninyerola *et al.*, 2003), el cual fue tratado mediante Arcview GIS 3.2 y ArcGIS 9.2 para la elaboración de nuevas variables climáticas, manteniendo la resolución original de 200x200 metros. Dichas variables fueron definidas en función de factores macroclimáticos comúnmente relacionados con la distribución de plantas vasculares (Figura 6-2): (1) *índice de continentalidad*, o diferencia de la temperatura

media de los meses más cálido y más frío del año ($T_{max}-T_{min}$), como medida de la oscilación térmica absoluta anual (Tuhkanen, 1980); (2) *índice de termicidad*, medido como la suma de la T^a media anual (T), la T^a media de las mínimas del mes más frío (m) y la T^a media de las máximas del mes más frío (M): $I_t = (T+m+M)*10$, el cual pondera la intensidad del frío como factor limitante para el desarrollo vegetal (Rivas-Martínez *et al.*, 2002); la (3) *precipitación total estival* y (4) *temperatura media estival*, calculadas para los meses de junio, julio y agosto, como factores implicados en el proceso de evapotranspiración durante el periodo vegetativo en alta montaña (Körner, 2003); y la (5) *radiación solar*, como variable climática directamente relacionada con la actividad fotosintética de las plantas, en función de la combinación de la altitud, la exposición y la pendiente (Austin, 2007).

La variabilidad climática del área de ocupación de las 11 poblaciones muestreadas se analizó mediante análisis multivariante PCA, utilizando la distancia euclídea como medida de similitud. Con el fin de interpretar el significado de las variables climáticas en el contexto de la distribución actual de la planta, se elaboró un modelo climático de distribución para identificar las áreas climáticamente afines en el territorio, a partir de las localizaciones de presencia de las poblaciones estudiadas. Si bien la mayor parte de los modelos climáticos comúnmente utilizados a partir de localizaciones de presencia ofrecen resultados afines, el uso de cada uno de ellos está supeditado a unas limitaciones y aplicaciones determinadas propias de cada caso (Elith *et al.*, 2006; Heikkinen *et al.*, 2006). En el presente trabajo se optó por utilizar la *distancia de Mahalanobis* (D^2) como medida de la distancia o afinidad climática de la Península Ibérica, en función de los puntos de presencia disponibles. Entre las principales ventajas de la distancia de Mahalanobis, destaca un ajuste multivariante oblicuo (permitiendo interacciones) y elíptico (en lugar de lineal), considerado especialmente apropiado cuando se dispone de un número reducido de presencias (Farber & Kadmon, 2002). La distancia de Mahalanobis ha sido además testada frente a otros sistemas más comunes de modelización del nicho ecológico, como GARP, BIOCLIM o DOMAIN, ofreciendo una elevada capacidad predictiva climática de plantas vasculares (Asaf *et al.*, 2007). En base a ello, se elaboró un mapa de afinidad climática de *Senecio boissieri* en la Península Ibérica, basado en la distancia de Mahalanobis D^2 y las variables consideradas más apropiadas, en función del análisis PCA, utilizando la extensión *Mahalanobis Distance* para Arcview (Jenness, 2003). La distancia D^2 fue posteriormente transformada a un coeficiente p de 0 a 1 mediante la prueba de X^2 , como medida probabilística adaptada a la distancia de Mahalanobis, tal y como proponen Farber & Kadmon (2002) y Jenness (2003).

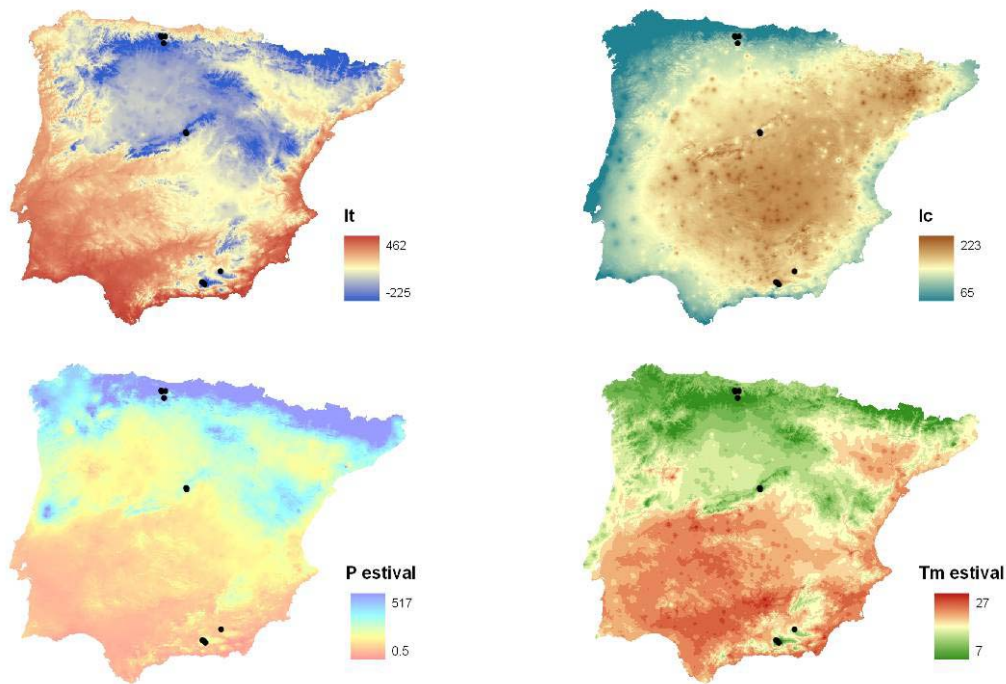


Figura 6-2. Representación simplificada de 4 de las 5 variables utilizadas en la caracterización climática de *Senecio boissieri* en la Península Ibérica: índice de termicidad (It), índice de continentalidad (Ic), precipitación estival, en mm (Pr estival) y temperatura media estival, en °C (Tm estival). Los puntos señalan la localización de las poblaciones muestreadas.

6.2.5 Análisis de correlación

La relación entre los diferentes indicadores de variabilidad utilizados en las poblaciones de *Senecio boissieri* se estudió mediante sistemas de correlación multivariante, aplicando el test de Mantel a partir del programa PASSAGE (Rosenberg, 2004). Para ello se generaron matrices basadas en la distancia euclídea, para cada uno de los indicadores de variabilidad genética, fitocenótica y climática, incorporando una nueva matriz basada en las distancias geográficas entre las muestras. Las distancias genéticas se crearon para los 128 individuos analizados, a partir de las matrices de presencia/ausencia, mientras que las distancias geográficas se basaron en las coordenadas geográficas de cada población, y las distancias climáticas en las variables disponibles. Con el fin de comparar las distancias genéticas con los otros dos indicadores de variabilidad, se crearon nuevas matrices de distancias climáticas y florísticas con un número equivalente de registros (N=128), transformando las coordenadas geográficas en función de una dispersión aleatoria,

dentro del área de ocupación muestreada por las 9 poblaciones en las que se realizaron muestreos genéticos.

El componente espacial de la variabilidad definida por los tres indicadores se analizó mediante el uso de tests de correlación espacial. La utilidad de estos sistemas se basa en su capacidad descriptiva de la estructura espacial de una variable, como herramienta complementaria al estudio de la variabilidad genética (Escudero *et al.*, 2003, Hartung *et al.*, 2004), la vegetación (He & Zhao, 2006) o el clima (Daly, 2006). La autocorrelación espacial de cada indicador se analizó mediante el uso de semivariogramas (Legendre & Fortin, 1989, Legendre & Legendre, 1998) utilizando el valor del eje principal de los análisis de ordenación (PCA) realizados para cada indicador, y obteniendo así una variable única continua definida por el análisis de gradiente, apropiada para el estudio de la correlación espacial entre poblaciones (Escudero *et al.*, 2003). De manera complementaria, se analizó la relación de diferentes variables ambientales con la variabilidad florística y genética, analizando la implicación de la altitud, la litología (presencia/ausencia de carbonatos), las coordenadas geográficas y las variables climáticas disponibles. Para ello se realizó un análisis directo de gradiente, utilizando el análisis canónico de redundancia (RDA), y asumiendo por tanto una distribución lineal de la variabilidad detectada (Legendre & Legendre, 1998; Leps & Smilauer, 2003). Se utilizó un sistema de selección automática de variables para evaluar su aportación explicativa a la variabilidad total definida por los ejes de ordenación. La significación estadística se valoró mediante el test de Monte Carlo y 1000 permutaciones aleatorias.

6.3 Resultados

6.3.1 Diversidad genética

Se utilizaron 10 cebadores (*primers*) en la amplificación de 75 bandas polimórficas RAPD, para el total de 128 individuos analizados, detectando un alto grado de polimorfismo en el conjunto de todas las poblaciones (Tabla 6-2), encontrando en todos los casos un *phenotipo* exclusivo para todos los cebadores utilizados. No se detectó ninguna banda específica de una población, si bien sí pudo identificarse una banda exclusiva en las muestras del ámbito mediterráneo (C y S peninsular) y otra más en las poblaciones del sur peninsular. La proporción media del total de *loci* polimórficos fue del 62.5%, con valores más bajos en las poblaciones de norte peninsular (Tabla 6-2). Dichas poblaciones mostraron también valores de diversidad genética significativamente inferiores al resto de poblaciones, en relación con los índices de Shannon y de Nei (Mann Whitney test, $U=18$; $p=0.0238$), mientras que el resto de áreas geográficas no mostraron diferencias significativas.

Nº	Población	Área	n (N)	P	Nei (des.st.)	Sh (Des.St.)
1	(Jou Negro)	N	10 (300)	49.33	0.1814 (0.2023)	0.2699 (0.2909)
2	(Hoyo Oscuro)	N	11 (400)	46.67	0.1489 (0.1848)	0.2280 (0.2680)
4	(Cubil del Can)	N	22 (200)	57.33	0.1746 (0.1960)	0.2664 (0.2763)
Valor medio N			14.33	51.09	0.1683 (0.1943)	0.2547 (0.2784)
5	(Peña Lara)	C	19 (150)	69.33	0.2457 (0.2053)	0.3656 (0.2864)
6	(La Cuerda)	C	12 (200)	62.67	0.2091 (0.1940)	0.3169 (0.2760)
Valor medio C			15.5	66	0.2274 (0.1996)	0.3412 (0.2812)
7	(Sta Bárbara)	S	12 (250)	72.00	0.2319 (0.1842)	0.3543 (0.2596)
8	(Pradollano)	S	10 (150)	62.67	0.2255 (0.1940)	0.3382 (0.2800)
9	(Albergue Univ.)	S	10 (50)	61.33	0.2401 (0.2113)	0.3520 (0.2989)
10	(Veleta)	S	22 (200)	70.67	0.2214 (0.1857)	0.3387 (0.2633)
Valor medio S			13.5	66.66	0.2297(0.1938)	0.3458 (0.2754)

Tabla 6-2. Estimadores de la diversidad genética intrapoblacional de *Senecio boissieri*, a partir del análisis de RAPD (n= número de individuos muestreados; N= número estimado de individuos por población; P= porcentaje de loci polimórficos; Nei= índice de diversidad genética de Nei; Sh= índice de Shannon; desv. St.= desv. est.).

El análisis de ordenación PCA (Figura 6-3) diferenció las poblaciones del norte peninsular en función de la presencia o ausencia de bandas RAPD, a lo largo del eje 1 de ordenación, el cual refleja el 13% de la variabilidad total (*eigenvalue* = 0.13), discriminando las poblaciones cantábricas (Picos de Europa y Peña Prieta) de las del centro y sur peninsular. La variación aportada por el del eje 2 de ordenación resultó poco relevante, con un 0.7% de la variabilidad total (*eigenvalue* 0.07). El análisis de conglomerados (UPGMA) se calculó utilizando la distancia de Nei, mediante *bootstrat* y remuestreo (1000 repeticiones). La clasificación obtenida determina dos grupos principales, incluyendo en el grupo 1 las muestras de las poblaciones cantábricas, y en el grupo 2 las poblaciones del área mediterránea (centro y sur peninsular). Los valores de confianza (*bootstrap*) fueron inferiores al 50%, mostrando una elevada varianza entre los individuos. El método bayesiano de clasificación ofreció unos resultados análogos, demostrando que el modelo más coherente para la clasificación de poblaciones es de dos agrupaciones (K=2), diferenciando las poblaciones del norte peninsular (nº 1 a 4) del resto, en todos los casos con unos valores de probabilidad de asignación superiores al 90%. En función de los dos grupos, el análisis jerárquico de varianza (AMOVA) mostró que la diferencia entre ambos es altamente significativa, afectado un 16.9% de la varianza total (1 g.l.; $p < 0.012$). La variación entre las poblaciones de cada uno de los dos grupos resultó igualmente significativa, representando el 15.5% de la varianza total (7 g.l.; $p < 0.001$).

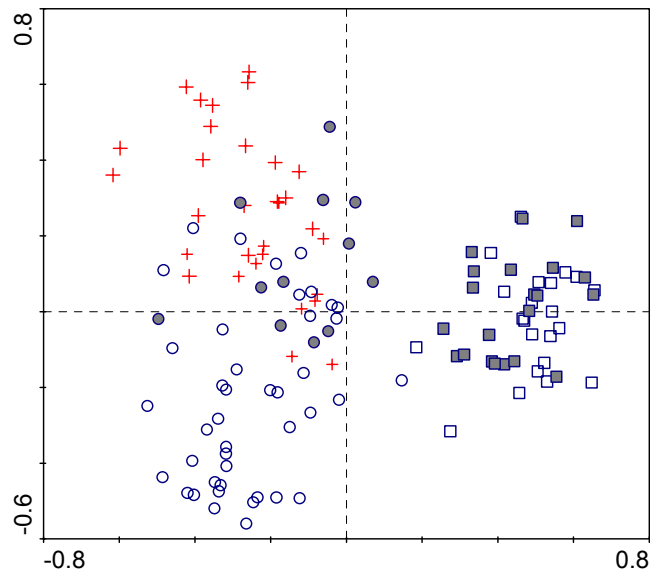


Figura 6-3. Gráfico de ordenación PCA de los 128 individuos muestreados para el análisis RAPDs. Las muestras se han dividido por áreas geográficas: los *cuadrados* representan el área norte (re llenos-Picos de Europa, vacíos-Peña Prieta); las *cruces* representan las poblaciones del Sistema Central; y los *círculos* las cordilleras Béticas (re llenos-Baza, vacíos-Sierra Nevada).

6.3.2 Diversidad florística y unidades de vegetación

El análisis de componentes principales (PCA) realizado sobre los inventarios florísticos definió unos niveles de varianza (*eigenvalues*) del 34% en el eje principal, 15 % en el eje secundario, y 11% en el eje 3. Los inventarios correspondientes a las poblaciones de Picos de Europa (nº 1 a 3) se localizan claramente diferenciados a lo largo del eje principal (Figura 6-4), mientras que el resto de poblaciones se reparten de forma desigual a lo largo del eje secundario. Los inventarios florísticos completos se muestran en el ANEXO (5).

La variabilidad definida mediante el análisis de clasificación TWINSpan mostró unos resultados similares (Tabla 6-4), estableciendo una primera división que diferencia las poblaciones de los Picos de Europa de las del resto de la Península (Tabla 6-3). En el primer caso, el número de especies diagnósticas resultó muy elevado, con altos valores de fidelidad (coeficiente *Phi*), y la presencia de plantas calcícolas de óptimo eurosiberiano, como *Silene acaulis* (*Phi*=100), *Minuartia verna* (100), *Jasione cavallinesi* (100) o *Androsace villosa* (100). Los táxones diagnósticos del segundo grupo son en su mayor parte plantas oromediterráneas con preferencia por ambientes silíceos, como *Jurinea humilis* (67.1), *Festuca indigesta* (67.1) o *Arenaria*

tetraquetra (46.3). Este segundo grupo puede dividirse aún en dos conglomerados; el primero de ellos (2a) incluye las poblaciones de Peña Prieta (número 4), junto a las del sistema central (números 5 y 6) y una población de Sierra Nevada (número 9), en virtud de plantas diferenciales de carácter silicícola, como *Sedum brevifolium* (con un valor Phi=57.7 frente al grupo 2b) *Jasione centralis* (57.7), *Festuca indigesta* (57.7) y *Silene ciliata* (57.7). El grupo 2b, por su parte, incluye todas las poblaciones del sistema bético, donde las principales especies diagnósticas fueron *Arenaria tetraquetra* (Phi=100) *Leucanthemopsis pectinata* (57.7), *Jasione crispa* subsp. *amethystina* (57.7), *Hormatophylla purpurea* (57.7) o *Galium pyrenaicum* (57.7).

Las comunidades vegetales dominantes en las que participan las poblaciones de *Senecio boissieri* se corresponden en todos los casos con hábitats de alta montaña y un marcado carácter psicroxerófilo (Tabla 6-3). Las comunidades estudiadas han podido ser adscritas a tres clases de vegetación diferentes, dos de ellas de carácter calcícola (*Seslerietea* y *Festuco-Odonidetea*) y otra silicícola (*Festucetea indigestae*).

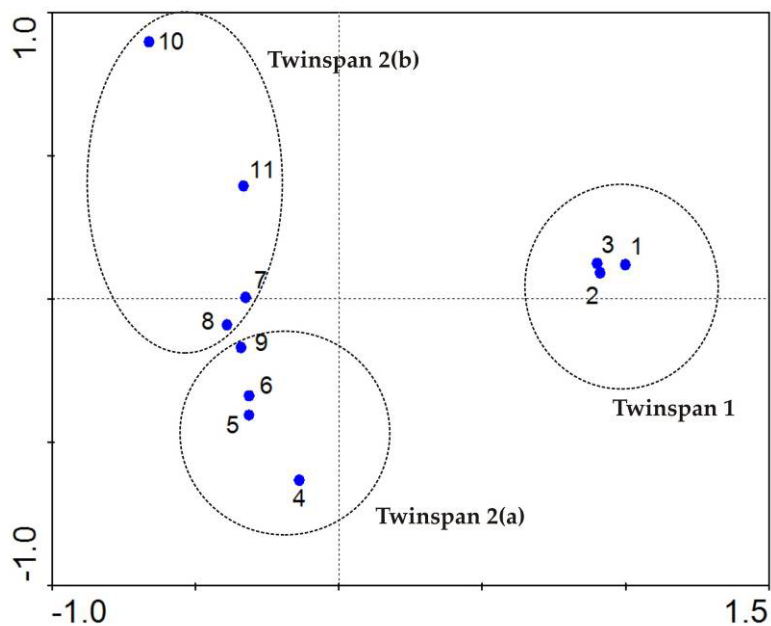


Figura 6-4. Gráfico de ordenación del análisis de correspondencias principales (PCA) obtenido a partir de los inventarios florísticos realizados en las poblaciones estudiadas. Las poblaciones se han agrupado en función del análisis TWINSpan, y están numeradas según la Tabla 6-1.

Área	Descripción	Sintaxon	P
N	Comunidades psicroxerófilas calcícolas eurosiberianas (Cordillera Cantábrica)	Ass. <i>Gallio pyrenaicae-Helictrotichum sedenense</i> All. <i>Armerion cantabricae</i> Cl. <i>Elyno Seslerietea</i>	1,2,3
N	Comunidades psicroxerófilas silicícolas eurosiberianas (Cordillera Cantábrica)	Ass. <i>Jasiono brevisepalae-Festucetum curvifoliae</i> All. <i>Teesdaliopsio-Luzulion caespitosae</i> Cl. <i>Festucetea indigestae</i>	4
C	Comunidades psicroxerófilas silicícolas mediterráneas (Sistema Central)	Ass. <i>Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae</i> All. <i>Minuartio-Festucion curvifoliae</i> Cl. <i>Festucetea indigestae</i>	5,6
S	Comunidades psicroxerófilas calcícolas mediterráneas (Sistema Bético)	Ass. <i>Senecioni boissieri-Festucetum hystrii</i> All. <i>Sideritido fontqueriana-Arenarion aggregatae</i> Cl. <i>Festuco Ononidetea</i>	7
S	Comunidades psicroxerófilas silicícolas mediterráneas (Sistema Bético)	Ass. <i>Arenario nevadensis-Festucetum indigestae</i> All. <i>Nevadension purpurei</i> Cl. <i>Festucetea indigestae</i>	8,9, 10,11

Tabla 6-3. Descripción de las unidades de vegetación identificadas en las poblaciones estudiadas (P) de *Senecio boissieri* en el norte (N), centro (C) y sur (S) peninsular. La nomenclatura sintaxonómica se corresponde con la propuesta de Rivas-Marínez *et al.* (2002).

6.3.2 Diversidad climática

La variabilidad climática definida en el área de ocupación de las poblaciones estudiadas de *Senecio boissieri*, medida en cuadrículas de 200x200 metros, se muestra a través del gradiente de ordenación PCA (Figura 6-5), donde el eje principal explica en un 97% (*eigenvalue* = 0.97) la variabilidad entre muestras, diferenciando las poblaciones de Picos de Europa (1, 2 y 3) en virtud de un aumento de los valores de precipitación estival, y las poblaciones del sur peninsular (7 a 11) en función de un aumento de la temperatura estival, el índice de termicidad y el índice de continentalidad.

Las poblaciones del Sistema Central (5 y 6) y de Peña Prieta (4) ofrecen una posición intermedia en el eje de ordenación, debido a que representan valores intermedios para el conjunto de las variables utilizadas. La radiación solar no mostró, por su parte, capacidad explicativa de la variabilidad detectada, por lo que fue excluída del conjunto de variables utilizadas para los análisis posteriores.

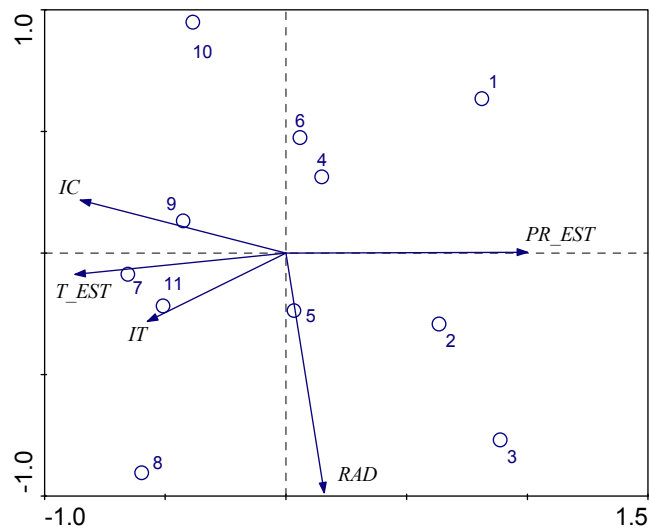


Figura 6-5. Gráfico de ordenación (PCA) de las poblaciones visitadas (números del 1 al 11, correspondientes con la numeración de la Tabla 6-1), y aportación de cada una de las variables climáticas a la variedad reflejada: índice de continentalidad (IC), índice de termicidad (IT), precipitación estival (PR_EST), temperatura estival (T_EST) y radiación solar (RAD).

El modelo climático basado en la distancia de Mahalanobis se realizó a partir de un único punto de presencia de cada una de las 11 poblaciones, utilizando todas las variables disponibles excepto la radiación solar. El rango obtenido de la distancia de Mahalanobis (D^2) varió entre 0.10 y 363.71 (media=56.07; desv.est=37.12). A partir de la transformación X^2 a valores p entre 0 y 1, se definió un valor umbral de $p = 0.07$, como el límite a partir del cual considerar una celda adecuada para la presencia de *Senecio boissieri*, ya que es el valor mínimo que incluye todos los puntos utilizados. El modelo climático creado (Figura 6-6) consideró, como áreas de mayor semejanza climática, el arco montañoso del norte (eje cantábrico y montes de León) y centro (Guadarrama y su continuación nororiental) de la Península Ibérica, con un núcleo intermedio en el área de la sierra de La Demanda y los Picos de Urbión (Sistema Ibérico). En el sur peninsular se identificó un núcleo principal en el área de Sierra Nevada, así como algunos núcleos puntuales en las montañas próximas. Como medida de validación parcial del modelo, se utilizó el valor predicho para las tres localidades de *Senecio boissieri* no visitadas, aplicando una máscara de altitud a las cuadrículas UTM 1x1 km, en función de las citas disponibles. Los valores obtenidos (p -min = 0.09; p -max = 0.5) se incluyen dentro del rango considerado como adecuado para la planta, lo que permite estimar un bajo *error de omisión* de áreas adecuadas para la planta, en el modelo utilizado.

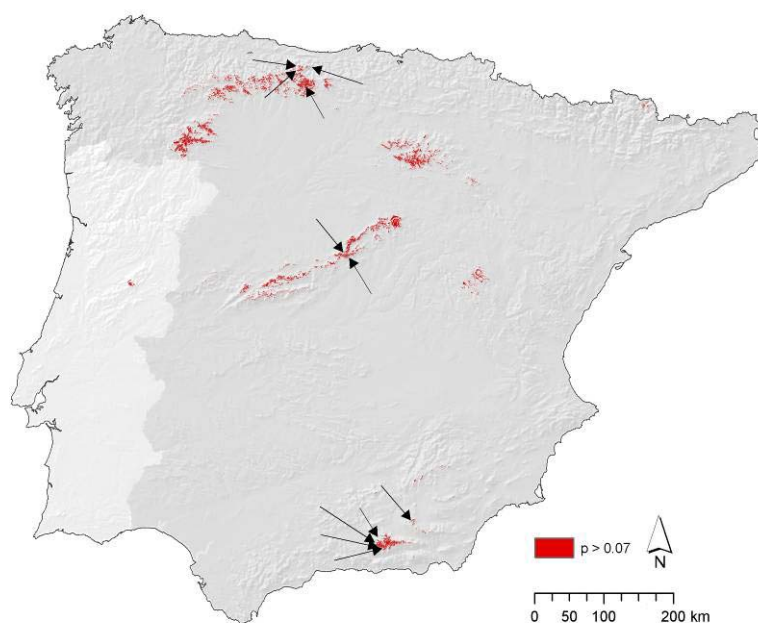


Figura 6-6. Modelo climático de *Senecio boissieri* en la Península Ibérica, a partir de los valores de p (transformación X^2 de la distancia de Mahalanobis) > 0.07 . Las flechas indican la localización de las poblaciones utilizadas para la generación del modelo.

POB	N				C		S				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
PR_EST	2108	1900	2189	1337	1204	1237	411	473	676	725	573
T_EST	10	11	10	10	14	14	17	17	16	15	13
IT	-40	14	-37	-64	-6	-6	74	85	43	10	-51
IC	153	145	148	160	188	191	186	181	187	192	190
D ²	2.12	6.95	6.30	4.57	2.12	4.51	2.54	3.46	1.64	1.05	4.74
p (D ²)	0.60	0.08	0.10	0.25	0.60	0.25	0.50	0.40	0.70	0.80	0.20

Tabla 6-4. Valores obtenidos por las 11 poblaciones de *Senecio boissieri*, a partir de las variables climáticas definidas: **POB**: número de población; **PR_EST**: precipitación estival; **T_EST**: temperatura estival; **IT**: índice de termicidad; **IC**: índice de continentalidad; **D²**: distancia de Mahalanobis; p (**D²**): valor transformado a partir de la distancia de Mahalanobis.

6.3.4 Correlación entre indicadores

La correlación entre los tres indicadores utilizados resultó en todos los casos significativa (Test de Mantel, $p < 0.01$), con un índice de correlación especialmente alto en la comparación de las distancias florísticas y climáticas (Tabla 6-5), excepto la correlación de las distancias florísticas y climáticas con las distancias geográficas. Los resultados del análisis canónico de redundancia (RDA) indican una mayor relación

de las variables ambientales sobre la variabilidad genética (explicando un 28% de la variabilidad total) que sobre la variabilidad fitocenótica (donde pudieron explicar un 10% de la variabilidad total), si bien en ambos casos destacó el índice de continentalidad como principal variable explicativa de la variabilidad entre muestras (Tabla 6-6).

	Dist. Climáticas	Dist. Florísticas	Dist. Genéticas	Dist. Geográficas
Dist. Climáticas	-			
Dist. Florísticas	0.59 (p=0.002)**	-		
Dist. Genéticas	0.22 (p=0.001)**	0.33 (p<0.001)**	-	
Dist. Geográficas	0.19 (p=0.09)	0.09 (p=0.158)	0.37 (p=0.001)**	-

Tabla 6-5. Valor R de correlación (test de Mantel) entre las matrices de distancias estadísticas medidas en las 11 poblaciones (se indican con ** los valores de significación $p < 0.01$).

Variabilidad florística				Variabilidad genética			
<i>var</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>Lambda</i>	<i>var</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>Lambda</i>
<i>Ic</i>	0.001**	3.96	0.31	<i>Ic</i>	0.001**	15.43	0.11
<i>Ca</i>	0.117	1.5	0.1	<i>Alt</i>	0.001**	5.55	0.09
<i>Alt</i>	0.065	1.78	0.12	<i>Y</i>	0.001**	4.7	0.09
<i>pr_est</i>	0.289	1.27	0.08	<i>p_es</i>	0.001**	3.78	0.09
<i>It</i>	0.207	1.48	0.09	<i>rad</i>	0.001**	3.55	0.07
<i>rad</i>	0.178	1.71	0.09	<i>Ca</i>	0.001**	4.66	0.05
<i>t_est</i>	0.228	1.68	0.08	<i>It</i>	0.001**	2.94	0.05
<i>Y</i>	0.124	2.63	0.07	<i>X</i>	0.001**	1.89	0.04
<i>X</i>	0.359	1.65	0.04	<i>t_est</i>	-	-	-

Tabla 6-6. Valores de significación (*p*) y del estadístico F obtenidos en el análisis RDA, para cada una las variables ambientales analizadas (*var*), ordenadas en función de su poder explicativo, según la aportación gradual a la varianza explicada (*Lambda*) o efecto condicional, en relación con la variabilidad florística y genética. Se indican con ** los valores significativos. (*Ic*- continentalidad; *Alt*- altitud; *Ca*- sustratos calcáreos / no calcáreos ; *pr_est*- precipitación estival; *It*- índice de termicidad; *rad*- radiación solar; *t_est*- temperatura estival; *Y*- latitud; *X*- longitud).

Los semivariogramas *de muestras* o semivariogramas *no predictivos* obtenidos para los indicadores de variabilidad (Figura 6-7) son de tipo multidimensional (no consideran *anisotropía* o variación de la autocorrelación en función de la dirección geográfica), y representan la semivarianza de las distancias euclídeas del eje principal del análisis PCA. El valor más alto de semivarianza se localiza, en los tres casos, en las distancias más alejadas, que se corresponden con la amplitud geográfica máxima de *Senecio boissieri* en la Península Ibérica. En todos ellos se aprecia, además, un aumento brusco de los valores en un rango de distancias (*lag*) de entre 250 y 400 kilómetros, que se corresponde con la separación geográfica de las poblaciones

cantábricas (norte peninsular) y las poblaciones mediterráneas (centro y sur), distancia que define el punto aproximado de corte de la linealidad geográfica en la variabilidad de las poblaciones de *Senecio boissieri*.

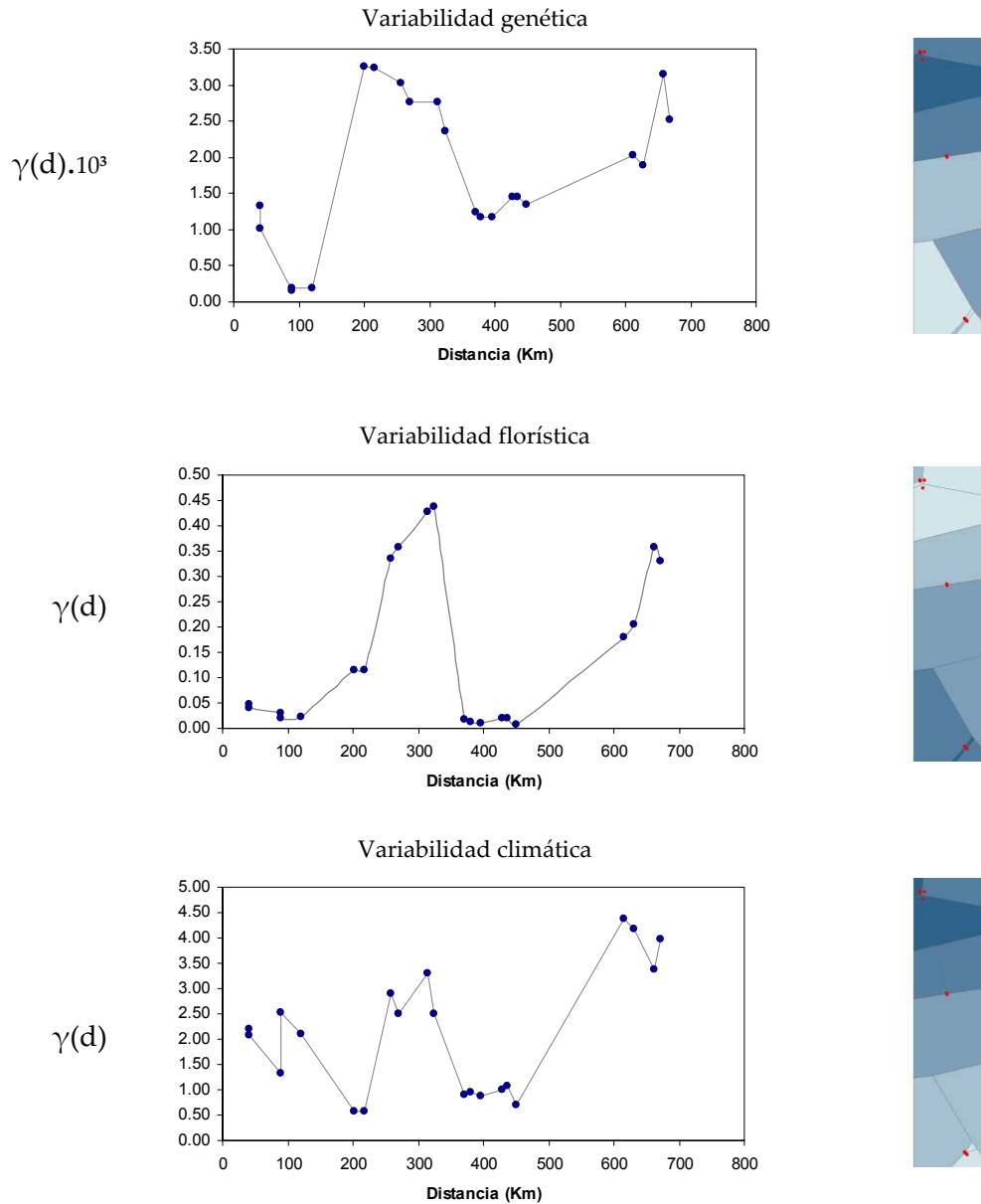


Figura 6-7. Semivariogramas obtenidos a partir de la variabilidad genética, florística y climática en las poblaciones de *Senecio boissieri* estudiadas. Los gráficos adyacentes muestran la distribución de los valores continuos utilizados, a partir de los polígonos de Thiessen (con cinco grados de intensidad, proporcionales al valor de la variable utilizada). $\gamma(d)$ representa el valor medio de la semivarianza (γ) para cada uno de los grupos de distancia (d) definidos.

6.4 Conclusiones y discusión

6.4.1 Fragmentación poblacional de *Senecio boissieri*

La distribución espacial de plantas orófilas suele relacionarse con las especiales condiciones ecológicas que imperan en los territorios de montaña, y que favorecen la fragmentación de poblaciones a muy diversas escalas. A una escala macrogeográfica, la distribución actual de *Senecio boissieri* puede explicarse en función de unas características climáticas propias de la alta montaña ibérica, que limitan su área de ocupación potencial en el territorio. Según pone de manifiesto el modelo climático desarrollado, el área de afinidad climática de la planta ocupa zonas de las principales montañas mediterráneas de la Península Ibérica, junto a una buena parte de las del ámbito cantábrico, a cuya flora se le suele atribuir una mayor relación con el ámbito mediterráneo que con el área pirenaica (Moreno Saiz *et al.*, 1998; & García Barros *et al.*, 2002).

A pesar de la afinidad climática existente en las áreas en que se ubican las poblaciones de *Senecio boissieri*, el análisis exploratorio PCA realizado sugiere la existencia de una importante variabilidad entre ellas, en base a un gradiente bioclimático relacionado con el incremento de la continentalidad y la temperatura, en dirección norte-sur. Dicho gradiente resulta coherente con los patrones de distribución definidos en otras plantas europeas de alta montaña, a partir de variables climáticas similares (Choler & Michalett, 2002), si bien en este caso marcan la transición entre el ámbito eurosiberiano y mediterráneo de la Península Ibérica. También es posible interpretar la diferenciación de las poblaciones de la vertiente norte de la Cordillera Cantábrica (nº 1 a 3, en los Picos de Europa) en función de la influencia oceánica de dicha región, frente a la población nº 4 (Peña Prieta) situada en el área centro-meridional de la misma. Todo ello manifiesta de igual modo la posición fronteriza del área cantábrica, desde un punto de vista climático, en la Península Ibérica.

A una escala de mayor detalle, la distribución actual de *Senecio boissieri* puede interpretarse en función de las condiciones topográficas que determinan la presencia de ambientes psicroxerófilos, caracterizados por una elevada insolación y el efecto del viento sobre las condiciones edáficas, en relación con los procesos de hielo/deshielo. La implicación de la escala topográfica en comunidades vegetales orófilas es un proceso conocido que afecta a la distribución y fragmentación de poblaciones de plantas en la alta montaña (Gottfried *et al.*, 1999; Choler, 2005). En el caso de *Senecio boissieri*, la fragmentación de las poblaciones muestra una doble escala, en función de las peculiares condiciones macroclimáticas (evidenciadas por la escasez de territorios con afinidad climática), y microclimáticas (relacionadas con la

existencia de hábitats psicroxerófilos). A pesar de esta fragmentación, las poblaciones de *Senecio boissieri* no muestran síntomas de pérdida de diversidad genética, lo que concuerda con las características atribuidas a la flora orófila, en el sentido de mantener un elevado grado de polimorfismo genético en poblaciones reducidas, y que suele relacionarse con la existencia de procesos reproductivos eficaces (Gaudeul *et al.*, 2004; Hensen & Oberprieler, 2003; Pluess & Stöcklin, 2004; GMBA, 2005). Si bien la biología reproductiva de *Senecio boissieri* es aún desconocida, las características florales de la planta apuntan hacia una reproducción anemófila cruzada y una dispersión mediante aquenios alados, que favorecería la fecundación y dispersión entre poblaciones. Por otro lado, la existencia de un ciclo vital basado en individuos de gran longevidad permitiría la permanencia de poblaciones con un tamaño mínimo, estrategia que favorece a las plantas perennes, ayudando así a mantener altos niveles de diversidad (Nybom and Bartish, 2000).

Los resultados del análisis fitocenótico han permitido, además, evaluar el efecto del aislamiento a que han sido sometidas las comunidades vegetales en que vive *Senecio boissieri*, todas ellas relacionadas con unos medios ecológicamente muy característicos. A partir del elenco de plantas acompañantes de las poblaciones estudiadas, es posible identificar fenómenos de especiación, reflejados por la presencia de táxones endemovariantes como *Jasione crispa* subsp. *breviseipala* (norte); *J. c.* subsp. *centalis* (centro) y *J. c.* subsp. *athioiformis* (sur); o el complejo de variaciones taxonómicas descritas en el grupo de *Festuca indigesta* s.l. en las montañas ibéricas: *F. i.* subsp. *indigesta*, *F. i.* subsp. *curvoifolia*, *F. i.* subsp. *hackeliana*, *F. i.* subsp. *aragonensis*, etc. El aislamiento geográfico también parece haber favorecido la especiación de endemismos de área restringida en estas comunidades, entre los cuales destaca el componente endémico de Sierra Nevada y su entorno, como el caso de *Erigeron frigidus*, *Euphorbia nevadensis* o *Hormatophylla purpurea*. Al contrario de lo sucedido con muchos de estos táxones, *Senecio boissieri* no parece haber sufrido fenómenos de especiación, exceptuando el grado de diferenciación genética detectada en las poblaciones del norte peninsular. A partir de un análisis molecular de RAPD complementado con microsatélites cloroplásticos, Peredo *et al.* (2008) atribuyen dicha diferenciación a una evolución propia de las poblaciones del norte peninsular, estableciendo varias hipótesis de fragmentación basadas en la existencia de una situación inicial de conexión del área de distribución de la especie, y un posterior aislamiento glacial o postglacial. En virtud de ello, *Senecio boissieri* sería uno de los testigos de la conexión florística existente entre las regiones del centro peninsular durante el pleistoceno, en unas condiciones más frías y continentales, actualmente relegadas a las montañas ibéricas.

Considerando la rareza y fragmentación de los hábitats en que vive *Senecio boissieri*, la reducción histórica sufrida desde periodos más favorables podría haber favorecido un ajuste de la distribución de la planta en los medios más afines a su situación original. El proceso sufrido coincide con la teoría del *conservadurismo del nicho* (Wiens & Graham, 2005) o tendencia de poblaciones aisladas a mantener el nicho ecológico original, que en el caso de *Senecio boissieri* se corresponde con los ambientes psicroxerófilos que hoy en día albergan comunidades relicticas dominadas por plantas de estos medios, como *Festuca indigesta*. En correspondencia con esta teoría, *Senecio boissieri* habría encontrado un nicho adecuado en comunidades inicialmente tan dispares al resto como las de *Seslerietea*, típicas de ambientes alpinos eurosiberianos, pero cuya posición en la Cordillera Cantábrica está influenciada por una influencia mediterránea, determinando la existencia de comunidades marginales sometidas a crioturbación, en el seno de la alianza endémica orocantábrica *Armerion cantabricae*.

6.4.2 Indicadores de variabilidad y selección de unidades de conservación

Entre las principales aplicaciones del componente espacial de variabilidad genética figura la identificación de unidades de conservación en poblaciones continuas (Diniz-Filho & Teller, 2002), donde es difícil establecer límites geográficos claros. Sin embargo, la variación genética de poblaciones fragmentadas a escalas macrogeográficas puede ser relevante (Hoffman *et al.*, 2003), por lo que la identificación de unidades de conservación debe también considerarse a dichas escalas. A pesar del interés de los estudios ecogeográficos por determinar áreas de variabilidad ambiental para la selección de prioridades de conservación (Maxted & Guarino, 2003) apenas existen datos que precisen la relación entre las variables ambientales y la respuesta de poblaciones, de un modo especial en áreas biogeográficamente tan complejas como la Península Ibérica.

La variabilidad genética detectada en *Senecio boissieri* permite confirmar la hipótesis de diferenciación de las poblaciones del norte peninsular como respuesta a su aislamiento biogeográfico. Todos los indicadores utilizados fueron capaces de identificar una barrera bilógica en la distribución de *Senecio boissieri*, evidenciada por la caída de correlación espacial en el par de distancias correspondiente a las poblaciones del norte y centro peninsular (Figura 6-7). A tal fin, los diagramas de correlación espacial, como los semivariogramas, representan una herramienta útil para evaluar procesos de coevolución (Thompson, 2005), como factores complementarios a los análisis genéticos simplificados (Escudero *et al.*, 2003). Los procesos de coevolución se identifican comúnmente en la diversidad poblacional de especies y las características del hábitat en que viven (Garnier-Héré & Ades, 2001;

Gustaffson & Lonn, 2003), y representan la principal base biológica para la utilización de indicadores de variabilidad en la estimación de la diferenciación entre poblaciones.

La variabilidad genética detectada mediante RAPD muestra una estrecha relación entre todas las poblaciones del norte peninsular, así como entre las poblaciones del centro y sur peninsular, dentro de las cuales no pueden ser definidas diferencias significativas. En este caso, la presencia de una barrera biogeográfica histórica se apunta como la principal causa de aislamiento y diferenciación de las poblaciones de *Senecio boissieri* en el norte peninsular (Peredo *et al.*, 2008). Sin embargo, el aislamiento de las poblaciones implica también que la variabilidad intrapoblacional sea divergente, por lo que la varianza interpoblacional es menos relevante, lo que explica el hecho de que la variabilidad genética haya sido la única correlacionada con las distancias geográficas (Tabla 6-6). La variabilidad fitocenótica y climática ofrecen, por su parte, información que permite destacar la exclusividad de las poblaciones de Picos de Europa (nº 1 a 3), frente a la población cantábrica más meridional (nº4), más afín a las poblaciones del centro y sur peninsular, debido a la presencia de comunidades silicícolas y una mayor influencia climática mediterránea.

Con base a los resultados obtenidos, las poblaciones de los Picos de Europa podrían identificarse como unidades de mayor interés para la conservación, en función de su distinción genética, y también en las características del hábitat, claramente diferenciadas respecto al resto. Dichas poblaciones podrían considerarse como unidades *designables* para la conservación (Green, 2005), definidas como poblaciones relicticas o aisladas desde un punto de vista biogeográfico, y que en este caso evidencian una diferenciación genética, y la participación en ecosistemas de elevada exclusividad. En este caso, la variabilidad genética resulta el indicador más completo, ya que además de mostrar la diferenciación geográfica, identifica un posible intercambio reproductivo entre las poblaciones del norte peninsular, en contraposición con la variabilidad ambiental detectada entre dicho área geográfica.

La variabilidad fitocenótica ofrece, sin embargo, información de interés sobre la diversidad de los ecosistemas en que vive la especie, y que deberían ser tomados en cuenta como factores de valoración del interés para la conservación de la especie. La diversidad climática, por su parte, representa una variable con gran capacidad explicativa de la variabilidad florística y genética (ver Tabla 6-5 y Tabla 6-6), si bien su carácter como factor ambiental no permite identificar, por sí misma, procesos evolutivos o diferenciación de poblaciones.

6.4.3 Consideraciones finales

La información genética aporta una referencia fundamental para la toma de decisiones dirigidas a la conservación de la variabilidad genética (Neel & Cummings, 2001) o las estrategias de conservación *ex situ* (Ceska *et al.*, 1997). Sin embargo, la importancia de identificar patrones complementarios puede resultar en ocasiones esencial para la identificación de unidades de conservación (Ge *et al.*, 1999), debido a las limitaciones de inferir relaciones causa-efecto entre las diferencias estadísticas ofrecidas por los datos moleculares y la significación biológica (Hedrick, 1999). En el caso de plantas de alta montaña, la dificultad de muestreo de poblaciones es uno de los principales inconvenientes para la realización de estudios de variabilidad intraespecífica. Los resultados obtenidos en este trabajo ponen en evidencia que, ante la escasez de recursos para el muestreo genético, la interpretación de la variabilidad climática o del hábitat puede ofrecer una buena aproximación a la variabilidad poblacional de especies fragmentadas a grandes escalas, con una implicación directa en su estructura genética. Dicha variabilidad representa una alternativa para la planificación de estrategias de conservación a escalas como la de la Península Ibérica. Existen, sin embargo, riesgos que deben ser asumidos cuando se utilizan indicadores de variabilidad aislados, debido a las limitaciones de interpretación que aportan. En el caso de *Senecio boissieri*, la variabilidad genética ofrece una mayor capacidad interpretativa de la fragmentación poblacional, si bien la incorporación de la variabilidad fitocenótica muestra una perspectiva complementaria de gran interés para la comprensión de los procesos evolutivos de la especie.

A pesar del interés de incorporar indicadores de variabilidad como los utilizados en este trabajo, su aplicación debería considerar, en todo momento, otros factores o criterios de valoración biológica utilizados para la definición de especies prioritarias (Mace *et al.*, 2007). En concreto, la utilización de indicadores podría resultar de especial interés en el caso de especies que no alcanzan la categoría mínima de amenaza (por ejemplo, las NT o *Near Threatened*), o sometidas a fragmentación y situaciones relicticas (Green, 2005), sobre las que es necesario definir medidas de conservación preventiva *ex situ*, por ejemplo. En el caso de *Senecio boissieri*, donde criterios como el tamaño poblacional o la sensibilidad al cambio climático no resultan suficientes para la definición de unidades de conservación, el uso de indicadores de variabilidad ofrece información relevante para la elaboración de estrategias de conservación, que pueden además aplicarse a otras especies con patrones de distribución similares, en los casos en que resulte necesario optimizar dichas estrategias en poblaciones representativas (Ceska *et al.*, 1997).

Agradecimientos

Daniel Sánchez-Mata, Savador Rivas-Martínez, Mario Ruiz Girela y Francisco Valle participaron en la localización y caracterización de las poblaciones de *Senecio boissieri*. Elena López Peredo desarrolló el análisis genético de las muestras recolectadas, con la colaboración de M^a Angeles Revilla y Eduardo Cires. El Parque Nacional Picos de Europa y el Parque Nacional de Sierra Nevada facilitaron los trabajos de campo, proporcionando personal de apoyo y los permisos correspondientes.

Referencias bibliográficas

- Alejandre, J.A. & Escalante, M.J. (2008). Aportaciones de interés corológico a la flora vascular de Castilla y León. *Flora Montiberica*, 38: 77-80.
- Allendorf, F.W. & Luikart, G. (2007). *Conservation and the genetics of populations*. Blackwell Publishing.
- ANTHOS (2007). Sistema de información de las plantas de España. Real Jardín Botánico, CSIC - Fundación Biodiversidad. Recurso electrónico en www.anthos.es. Consulta realizada en enero de 2007.
- Asaf, T., Omri, A., Ofer, S., Dotan, R. & Ronen, K. (2007). A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity & Distributions*, 113(4): 397-405.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200: 1-19.
- Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. -eds- (2004). *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Baruch, Z., Nassar, J.M. & Bubis, J. (2004). Quantitative trait, genetic, environmental, and geographical distances among populations of the C4 grass *Trachypogon plumosus* in Neotropical savannas. *Diversity and Distributions*, 10: 283-292.
- Blanca, G. (y colaboradores). (2001). *Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada*. Junta de Andalucía/Universidad de Granada, Granada. 410 pp.
- Boissier, P.E. (1839-45). *Voyage botanique dans le midi de l'Espagne pendant l'année 1837*, Vol. 1 & 2. Gide & Cie. Paris.
- Bonin, A., Nicole, F., Pompanon, F., Miaud, C & Taberlet, P. (2006). Population Adaptive Index: a New Method to Help Measure Intraspecific Genetic Diversity and Prioritize Populations for Conservation. *Conservation Biology*, 21(3): 697-708.
- Borja Carbonell, J. (1956). Una excursión a la Sierra de La Sagra. *Anales Jard. Botánico Cavanilles*, 13(1): 455-468.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume Ed.
- Bueno, A., Alonso Felpete, J.I., Fernández Prieto, J.A., Jiménez-Alfaro, B., Nava, H., Mora A. & González Robinson, S. (2005). Programa de conservación de la Flora Vascular del P.N. Picos de Europa, España. *Bulletin de la Société Botanique de France*, 14 (2): 209-213.
- Castroviejo, S. & Nieto Feliner, G. (1986). Cytotaxonomic notes on some spanish plants. *Wildenowia*, 16: 213--219.
- Ceska, J.F., Affolter, J.M. & Hamrick, J.L. (1997). Developing a sampling strategy for *Baptisia arachnifera* based on allozyme diversity. *Conservation Biology*, 11(5): 1133-1139.

- Chapman, M.A. & Abbott, R.J. (2005). The origin of a novel form of *Senecio* (Asteraceae) restricted to sand dunes in southern Sicily. *New Phytologist*, 166: 1051-1062.
- Chater, A.O. & Walters, S.M. (1976). "*Senecio* L.". In: Tutin TG, Heywood VH, Burges NA, Moore DM, Valentine DH, Walters SM, Webb DA. eds. *Flora Europaea*, Cambridge, 4: 181--205.
- Choler, P. & Michalet, R. (2002). Niche differentiation and distribution of *Carex curvula* along a bioclimatic gradient in the southwestern Alps. *Journal of Vegetation Science*, 13: 851-858.
- Choler, P. (2005). Consistent Shifts in Alpine Plant Traits along a Mesotopographical Gradient. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 37(4): 444-453.
- Choler, P., Michalet, R. & Callaway, R. (2001). Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology*, 82(12): 3295-3308.
- Chytrý, M., Tichý, L., Holt, J. & Botta-Dukát, Z. (2002). Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science*, 13: 79-90.
- Comes, H.P. (2004). The Mediterranean region - a hotspot for plant biogeographic research. *New Phytologist*, 164: 11-14.
- Crandall, K.A., Binindamonds, O.R.P., Mace, G.M. & Wayne, R.K. (2000). Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 290-295.
- Daly, C. (2006). Guidelines for assessing the suitability of spatial climate data sets. *International Journal of Climatololy*, 26: 707-721.
- de Candolle, A.P. (1837). *Prodromus Systematis Naturalis Regni Vegetabilis, sive enumeratio contracta ordinum generum specierumque plantarum huc usque cognitarium, juxta methodi naturalis, normas digesta. Sumptibus Sociorum Treuttel & Würtz. Paris. Vol. 6.*
- Diniz-Filho, J.A.F. & Telles, M.P.C. (2002). Spatial autocorrelation and the identification of operational units for conservation in continuous populations. *Conservation Biology*, 6(4): 924-935.
- Elith, J. et al. (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Escudero, A., Iriondo, J.M. & Torres, M.E. (2003). Spatial analysis of genetic diversity as a tool for plant conservation. *Biological Conservation*, 113: 351-365.
- Excoffier, L. Laval, G. & Schneider, S. (2005). Arlequin V. 3.0: An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online*, 1: 47-50.
- Favarger, C. & Küpfer, P. (1968). *Contributio à la cytotaxonomie de la flore Alpine des Pyrénées. Collectanea Botanica*, 7: 325-358.
- Felsenstein, J. (2004). PHYLIP. Phylogeny Inference Package (version 3.6) Distributed by the author. Department of Genome Sciences, University of Washington, Seattle.
- Farber, O. & Kadmon, R. (2003). Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modelling*, 160: 115-130.
- García-Barros, E., Gurrea, P., Luciáñez, M.J., Cano, J.M., Munguira, M.L., Moreno, J.C., Sainz, H., Sanz, M.J. & Simón, J.C. (2002). Parsimony analysis of endemism and its application to animal and plant geographical distributions in the Ibero-Balearic region (western Mediterranean). *Journal of Biogeography*, 29: 109-124.
- Garnier Héré, P.H. & Ades, P.K. (2001). Environmental surrogates for predicting and conserving adaptive genetic variability in tree species. *Conservation biology*, 15(6): 1632-1644.
- Gaudeul, M., Bottraud, I.T., Barjon, F. & Manel, S. (2004). Genetic diversity and differentiation in *Eryngium alpinum* L. (Apiaceae): comparison of AFLP and microsatellite markers. *Heredity*, 92: 508-518.
- Ge, S., Wang, K-Q., Zhang, W-H. & Zu, Y-G. (1999). Comparisons of genetic diversity in the endangered *Adenophora lobophylla* and its widespread congener, *A. potaninii*. *Conservation Biology*, 13(3): 509-513.

- GMBA/Global Mountain Biodiversity Assessment. (2005). Symposium on diversity, diversification processes and conservation of high mountain biota. Oaxaca (Mexico).
www.gmba.unibas.ch/workshops/oaxaca
- Gottfried, M., Pauli, H., Reiter, K. & Grabherr, G. (1999). A fine-scaled predictive model for changes in species distribution patterns of high mountain plants induced by climate warming. *Diversity and distributions*, 5(6): 241-251.
- Green, D.M. (2005). Designatable Units for Status Assessment of Endangered Species. *Conservation Biology*, 19(6): 1813-1820.
- Gustafsson, S. & Lönn, M. (2003). Genetic differentiation and habitat preference of flowering-time variants within *Gymnadenia conopsea*. *Heredity* (2003) 91, 284-292.
- Gustafson, R.G., Waples, R.S., Myers, J.M., Weitkamp, L.A., Bryant, G.J., Johnson, O.W. & Hard, J.J. (2006). Pacific Salmon Extinctions: Quantifying Lost and Remaining Diversity. *Conservation Biology*, 21(4): 1009-1020.
- Hardy, O.J. (2003). Estimation of pairwise relatedness between individuals and characterization of isolation-by-distance processes using dominant genetic markers. *Molecular Ecology*, 12: 1577-1588.
- Hartung, K., Hans-Peter, P. & Knüffer, H. (2004). Analysis of Genebank Evaluation Data by using Geostatistical Methods. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 53(4): 737-751.
- He, Z. & Zhao, W. (2006). Characterizing the spatial structures of riparian plant communities in the lower reaches of the Heihe River in China using geostatistical techniques. *Ecol Res*, 21: 551-559.
- Hedrick, P.W. (1999). Perspective: highly variable loci and their interpretation in evolution and conservation. *Evolution*, 53: 313-318.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W. & Sykes, M.T. (2006). Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, 30(6): 1-27.
- Hensen, I. & Oberprieler, C. (2005). Effects of population size on genetic diversity and seed production in the rare *Dictamnus albus* (Rutaceae) in central Germany. *Conservation Genetics*, 6(1): 63-73.
- Hill, M.O. (1979). TWINSPLAN, A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, NY, USA.
- Hirst, C.N. & Jackson, D.A. (2007). Reconstructing community relationships: the impact of sampling error, ordination approach and gradient length. *Diversity and distributions*, 13(4): 361-371.
- Hoffmann, M.H., Gla, A.S., Tomiuk, J., Schmuths, H., Fritsch, R.M., Bachmann, K. (2003). Analysis of molecular data of *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. (Brassicaceae) with Geographical Information Systems (GIS). *Molecular Ecology*, 12: 1007-1019.
- Holycross, A.T. & Douglas, M.E. (2007). Geographic isolation, genetic divergence, and ecological non-exchangeability define ESUs in a threatened sky-island rattlesnake. *Biological conservation*, 134: 142-154.
- Hueneke, L.F. (1991). Ecological implications of genetic variation in plant populations. In: Falk D.A. & Holsinger K.E. -eds-. *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford University Press, New York.
- Jakob, S.S., Ihlow, A. & Blattner, F.R. (2007). Combined ecological niche modelling and molecular phylogeography revealed the evolutionary history of *Hordeum marinum* (Poaceae) - niche differentiation, loss of genetic diversity, and speciation in Mediterranean Quaternary refugia. *Molecular Ecology*, 16(8): 1713-1727.
- Jenness, J. (2003). Mahalanobis distances extension for ArcView 3.x, Jenness Enterprises.
www.jennessent.com/arcview/mahalanobis

- Kammer, P.M., Schob, C. & Choler, P. (2007). Increasing species richness on mountain summits: Upward migration due to anthropogenic climate change or re-colonisation? *Journal of vegetation science*, 18(2): 301-306.
- Kikvidze, Z., Pugnaire, F.I., Brooker, R.W., Choler, P., Lortie, C. J., Michalet, R. & Callaway, R. (2005). Linking patterns and processes in alpine plant communities: a global study. *Ecology*, 86(6):1395-1400.
- Körner, C. (2003). *Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems*. 2nd edition. Springer.
- Küpfer, P. & Favarger, C. (1967). Premières prospections caryologiques dans la flore orophile des Pyrénées & de Sierra Nevada. *Les Comptes rendus de l'Académie des sciences*, 264: 2463-2465.
- Küpfer, P. (1968). Nouvelles prospections caryologiques dans la flore orophile des Pyrénées & de Sierra Nevada. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 91: 87-104.
- Lainz, M. (1959). Aportaciones al conocimiento de la flora Cantabro-Astur, III. *Collectanea Botanica* (Barcelona), 5: 371-696.
- Legendre, P. & Fortin, M.J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80: 107-138.
- Leresche, L. & Levier, E. (1880). Deux excursions botaniques dans le Nord de L'Espagne et de Portugal. Imp. Georges Bridel. Laussane.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier Science. Netherdalnd. 853 pp.
- Llamas, F., Acedo, A., Lence, C., Alonso, R., Molina, A. & Castro, V. (2007). Flora cantábrica de interés en Castilla y León. *Naturalia Cantabrica*, 3: 57-78.
- Loizzo, M.R., Tundis, R., Statti, G.A., Menichini, F., Houghton, P.J. (2005). In-vitro antiproliferative effects on human tumour cell lines of extracts and jacaranone from *Senecio leucanthemifolius* Poiret. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 57(7): 897-902.
- Losa, T. M. & Montserrat, P. (1954). Nueva aportación al estudio de la flora de los montes cántabro-leoneses. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*, 11(2): 385-462.
- Mace, G.M., Possingham, H.P. & Leader-Williams, N. (2007). Prioritizing choices in conservation. In: MacDonald, D. & Service, K. (eds.). *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, UK.
- Maxted, N. & Guarino, L. (2003). Planning Plant Genetic Conservation. In: Smith, D., Dickie, J.B., Lington, S.H., Pritchard, H.W. & Probert, R.J. *Seed Conservation. Turning science into practice*. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Moreno Rodríguez, J.M. -coord- (2005). Principales Conclusiones de la evaluación preliminar de los impactos en España por efectos del cambio climático. Oficina Española del Cambio Climático. Ministerio de medio Ambiente.
- Moreno Saiz, J.C., Castro Paga, I. & Sainz Ollero, H. (1998). Numerical analyses of distributions of Iberian and Balearic endemic monocotyledons. *Journal of Biogeography*, 25:179-194.
- Moritz, C. (1994). Defining "Evolutionary significant units" for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 373-375.
- Mota, J.F., Pérez-García, F.J., Jiménez, M.L., Amate, J.J. & Peñas, J. (2002). Phytogeographical relationships among high mountain areas in the baetic ranges (south Spain). *Global Ecology and Biogeography*, 11(6): 497-504.
- Mueller, U.G. & Wolfbarger, L.L. (1999). AFLP genotyping and fingerprinting. *Tree*, 14: 389-394.
- Nagy, L., Grabherr, G., Körner, C. & Thompson, D.B.A. -eds-. (2003). *Alpine biodiversity in Europe*. Berlin. Heidelberg, New York. Springer.
- Nagy, L. (2006). European high mountain (alpine) vegetation and its suitability for indicating climate change impacts. *Biology and Environment. Proceedings of the Royal Irish Academy*, 106(3): 335-345.

- Nava, H. (1988). Flora y vegetación orófila de los Picos de Europa. Ruizia, 6.
- Neel, M.C. & Cummings, M.P. (2003). Effectiveness of Conservation Targets in Capturing Genetic Diversity. *Conservation Biology*, 17(1): 219-229.
- Nei, M. (1973). Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 70: 3321--3323.
- Ninyerola, M., Pons, X. & Roure, J.M. (2002). Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. (www.opengis.uab.es).
- Nybom, H. & Bartish, I.V. (2000). Effects of life history traits and sampling strategies on genetic diversity estimates obtained with RAPD markers in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3(2): 98-114.
- Ozenda, P. (1985). La végétation de la chaîne alpine. Paris. Masson. 330 pp.
- Paetkau, D. (1999). Using genetics to identify inraspecific conservation units: a critique of current methods. *Conservation biology*, 13(6): 1507-1509.
- Pauli, H., Gottfried, M., Reiter, K., Klettner, C. & Grabherr, G. (2007). Signals of range expansions and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994-2004) at the GLORIA* master site Schrankogel, Tyrol, Austria. *Global Change Biology*, 13(1): 147-156.
- Pelser, P.B. Gravendeel, B. & van der Meijden, R. (2002). Tackling speciose genera: species composition and phylogenetic position of *Senecio* sect. *Jacobaea* (asteraceae) based on plastid and nrDNA sequences. *American Journal of Botany*, 89(6): 929-939.
- Pelser, P.B. Gravendeel, B. & van der Meijden, R. (2003). Phylogeny reconstruction in the gap between too little and too much divergence: the closest relatives of *Senecio jacobaea* (Asteraceae) according to DNA sequences and AFLPs. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 29: 613-628.
- Pelser, P.B., Van den Hof, K., Gravendeel, B. & van der Meijden, R. (2004). The Systematic Value of Morphological Characters in *Senecio* sect. *Jacobaea* (Asteraceae) as compared to DNA sequences. *Systematic Botany*, 29(3): 790-805.
- Pelser, P.B., Nordenstam, B., Kadereit, J.W., & Watson, L.E. (2007). An ITS phylogeny of tribe Senecioneae (Asteraceae) and a new delimitation of *Senecio* L. *Taxon*, 56: 1062-1077.
- Pelser, P.B. (2006). New combinations in *Jacobaea* Mill. (Asteraceae-Senecioneae). *Compositae Newsletter*, 44: 5.
- Peredo, E.L., Revilla, M.A., Jiménez-Alfaro, B., Bueno, A., Fernández Prieto, J.A. & Abbott, R. (2008). Historical biogeography of a disjunctly distributed, Spanish alpine plant, *Senecio boissieri* (Asteraceae) (in press).
- Picó, F.X. & Groenendael, J.V. (2007). Large-scale plant conservation in European semi-natural grasslands: a population genetic perspective. *Diversity and Distributions*, 13(6): 920-926.
- Piñeiro, R., Fuertes Aguilar, J., Draper Munt, D. & Nieto Feliner, G. (2007). Ecology matters: Atlantic-Mediterranean disjunction in the sand-dune shrub *Armeria pungens*. (Plumbaginaceae). *Molecular Ecology*, 16: 2155-2171.
- Pluess, A.R. & Stöcklin, J. (2004). Population genetic diversity of the clonal plant *Geum reptans* (Rosaceae) in the Swiss Alps. *American Journal of Botany*, 91: 2013-2021.
- Pritchard, J.K., Stephens, M., & Donnelly, P. (2000). Inference of population structure using multilocus genotypes data. *Genetics* 155: 945--959.
- Raina, S.N. Rani, V., Kojima, T., Ogiwara, Y., Singh, K.P. & Devarumath, R.M. (2001). RAPD and ISSR fingerprints as useful genetic markers for analysis of genetic diversity, varietal identification, and phylogenetic relationships in peanut (*Arachis hypogaea*) cultivars and wild species. *Genome*, 44: 763-772.
- Renau-Morata, B., Nebauer, S.G., Sales, E., Allainguillaume, J., Galligari, P. & Segura, J. (2005). Genetic diversity and structure of natural and managed populations of *Cedrus atlantica* (Pinaceae) assessed using random amplified polymorphic DNA. *American Journal of Botany*, 92: 875-884.

- Rivas Goday, S. (1968). Algunas novedades fitosociológicas de España meridional. *Collectanea Botanica* (Barcelona), 7: 997-1031.
- Rivas-Martínez, S. (1956). Estudio de la vegetación y flora de las Sierras de Guadarrama y Gredos. *Anales del Instituto Botánico AJ Cavanilles*, 21: 5--325.
- Rivas-Martínez, S., Díaz González, T.E., Fernández González, F., Loidi, J., Lousa, P. & Penas, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotánica*, 15.
- Rosenberg, M.S. (2004). PASSAGE. Pattern analysis, Spatial statistics and geographic exegensis (V 1.1, release 3.4).
- Ryder, O.A. (1986). Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution*, 2: 143-144.
- Sagredo, R. (1975). Contribución al conocimiento de la flora almeriense. *Anales del Instituto Botánico AJ Cavanilles*, 32: 309-321.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana, IL, USA: University of Illinois Press.
- Stanisci, A., Pelino, G. & Blasi, C. (2005). Vascular plant diversity and climate change in the alpine belt of the central Apennines (Italy). *Biodiversity and Conservation*, 14: 1301-1318.
- Thompson, J.N. (2005). *The Geographic Mosaic of Coevolution*. University of Chicago Press, Chicago. 400 pp.
- Tichy, L. (2002). JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451-453.
- Torres P., Grande C.; Anaya, J. & Grande, M. (2000). Secondary metabolites from *Senecio minutus* and *Senecio boissieri*: a new jacaranone derivative. *Fitoterapia*, 71 (1): 91-93.
- Tribsch, A. & Stuessy, T.F. (2003). Evolution and phylogeography of arctic and alpine plants in Europe: Introduction. *Taxon*, 52: 415-416.
- Tuhkanen, S. (1980). Climatic parameters and indices in plant geography. *Acta Phytogeographica Suecica*, 67. Upsala. 105 pp.
- Vargas, P. (2003). Molecular evidence for multiple diversification patterns of alpine plants in Mediterranean Europe. *Taxon*, 52: 463-476.
- Villar, L. & Benito, J.L. (2003). La flora alpina de Europa y el cambio climático: El caso del pirineo central (Proyecto GLORIA-EUROPE). VII Congreso nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre.
- Waples, R.S. (1995). Evolutionarily significant units and the conservation of biological diversity under the Endangered Species Act. In: Nielsen, J.L. -ed-. *Evolution and the aquatic ecosystem: defining units in population conservation*. American Fisheries Society Symposium, 17. Bethesda, Maryland.
- Wiens, J.J. & Graham, C.H. (2005). Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36: 519-539.
- Yeh, F.C., Yang, R.C., Boyle, T.B.J., Ye, Z.H. & Mao, J.X. (1997). POPGENE, the user-friendly shareware for population genetic analysis. Molecular Biology and Biotechnology Centre, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada.

ANEXO (6)

Inventarios florísticos realizados en las 11 poblaciones muestreadas de *Senecio boissieri* (la información sobre cada población se muestra en la Tabla 6-1). Se indica la cobertura aproximada de cada planta en cada población, siguiendo los índices de Braun-Blanquet (1949).

Población nº-	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Alchemilla saxatilis</i> Buser	.	.	.	+
<i>Androsace villosa</i> L.	1	+	1
<i>Anthemis carpatica</i> Willd.	.	.	.	1
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	+	.	.	.	+
<i>Anthyllis vulneraria</i> subsp. <i>alpestris</i> (Hegetschw.) Ascherson & Graebner	2	+	1	+
<i>A. vulneraria</i> subsp. <i>argyrophylla</i> (Rothm.) Cullen	1	.
<i>Arenaria armerina</i> Bory	1
<i>Arenaria grandiflora</i> L.	.	+
<i>Arenaria purpurascens</i> Ramond ex DC.	+	.	+
<i>Arenaria tetraquetra</i> L.	1	1	.	2	2
<i>Armeria cespitosa</i> (Cav.) Boiss.	2
<i>Armeria splendens</i> (Lag. & Rodr.) Webb	+
<i>Biscutella glacialis</i> (Boiss. & Reuter) Jordan	+	.
<i>Campanula cantabrica</i> Feer	.	.	.	+
<i>Campanula rotundifolia</i> L.	.	+
<i>Carduncellus monspelliensium</i> All.	+
<i>Carex sempervirens</i> Vill.	+	+
<i>Crepis pygmaea</i> L.	.	.	.	+
<i>Cytisus oromediterraneus</i> Rivas Mart., T.E. Díaz, Fern. Prieto, Loidi & Penas	.	.	.	+
<i>Dethawia tenuifolia</i> (Ramond ex DC.) Godron	+	1
<i>Dianthus subacaulis</i> Vill.	1	.	+	.
<i>Draba hispanica</i> Boiss.	+	.	.	1	.
<i>Erigeron frigidus</i> Boiss. ex DC.	+
<i>Erodium cheilanthesifolium</i> Boiss.	+
<i>Euphorbia chamaebuxus</i> Bernard ex Gren. & Godron	+	.	+
<i>Euphorbia nevadensis</i> Boiss. & Reuter	+	.
<i>Euphrasia alpina</i> Lam.	.	+
<i>Euphrasia willkommii</i> Freyn	+	.
<i>Festuca glacialis</i> (Migeville ex Hackel) K. Richter	.	1	+
<i>Festuca hystrix</i> Boiss.	.	2	+	.	.	.	3
<i>Festuca indigesta</i> Boiss.	.	.	.	2	3	1	.	3	1	2	.
<i>Galium pyrenaicum</i> Gouan	1	1	1	+	+
<i>Gentiana occidentalis</i> Jakowatz	.	.	+
<i>Globularia repens</i> Lam.	+	.	1
<i>Gypsophila repens</i> L.	+
<i>Helianthemum canum</i> subsp. <i>piloselloides</i> (Lapeyr.) M.C.F. Proctor	2	+	1
<i>Helianthemum urriellense</i> (M. Lániz) Nava & Fern.	.	.	2

Población n ^o -	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Casado											
<i>Helictotrichon sedenense</i> (DC.) J. Holub	+	1	2	1
<i>Herniaria boissieri</i> Gay	1	.
<i>Hieracium castellanum</i> Boiss. & Reuter	1
<i>Hieracium pilosella</i> L.	+	.
<i>Holcus caespitosus</i> Boiss.	+
<i>Hormatophylla purpurea</i> (Lag. & Rodr.) P. Küpfer	+	+
<i>Iberis carnosa</i> Willd.	+	+
<i>Iberis spathulata</i> DC.	.	.	+	.	2
<i>Jasione brevisepala</i> Rothm.	.	.	.	1
<i>Jasione cavanillesii</i> C. Vicioso	+	+	1
<i>Jasione crispa</i> subsp. <i>amethystina</i> (Lag. & Rodr.) Tutin	+
<i>Jasione crispa</i> subsp. <i>centralis</i> Rivas Martínez	1	1
<i>Juncus trifidus</i> L.	.	.	.	+
<i>Jurinea humilis</i> (Desf.) DC.	2	1	1	1	1	+	.
<i>Koeleria crassipes</i> Lange	1	.
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honckeny) Gaudin	.	1	2
<i>Leontodon boryi</i> Boiss. ex DC.	+
<i>Leucanthemopsis pectinata</i> (L.)G.López & Ch.E.Jarvis.	1	+
<i>Luzula hispanica</i> Chrtek & Krísa	1
<i>Minuartia recurva</i> (All.) Schinz & Thell.	.	.	.	2
<i>Minuartia verna</i> (L.) Hiern	1	1	+
<i>Paronychia kapela</i> subsp. <i>serpyllifolia</i> (Chaix) Graebner	+
<i>Paronychia polygonifolia</i> (Vill.) DC.	.	.	.	+
<i>Plantago radicata</i> Hoffmanns. & Link	+	.
<i>Poa alpina</i> L.	.	.	+
<i>Potentilla nivalis</i> Lapeyr.	.	.	+
<i>Ranunculus parnassiiifolius</i> subsp. <i>favargerii</i> Küpfer	.	1
<i>Ranunculus parnassiiifolius</i> subsp. <i>heterocarpus</i> Küpfer	2
<i>Saxifraga oppositifolia</i> L.	1	.	+
<i>Sedum atratum</i> L.	1
<i>Sedum brevifolium</i> DC.	1	+
<i>Sedum pyrenaicum</i> Lange	.	+
<i>Senecio boissieri</i> DC.	2	1	1	2	2	3	2	2	1	2	1
<i>Senecio nebrodensis</i> L.	.	.	.	1
<i>Seseli granatense</i> Willk.	1
<i>Sideritis glacialis</i> Boiss.	+	.
<i>Silene acaulis</i> (L.) Jacq.	+	+	+
<i>Silene boryi</i> Boiss.	+	.
<i>Silene ciliata</i> Pourret	+	+	.	.	1	1
<i>Thymus praecox</i> Opiz	1	+	2
<i>Thymus serpylloides</i> Bory	+	+	.

Capítulo 7 ■ **Estructura del hábitat y viabilidad poblacional de *Aster pyrenaeus* Desf. ex DC. en los Picos de Europa**

- **Objetivos:** evaluar la implicación de la estructura del hábitat y la fragmentación espacial en la viabilidad poblacional de *Aster pyrenaeus*, una especie amenazada característica de bordes forestales.
- **Metodología:** se estudió la estructura del hábitat de *Aster pyrenaeus* mediante la cartografía de la distribución actual (con GPS) y potencial (modelo deductivo de hábitat). Se establecieron tres escalas de estudio relacionadas con el hábitat, en relación con (1) la distribución local y la fragmentación del paisaje; (2) la distribución poblacional en la extensión de presencia y (3) la distribución de los individuos en dos parcelas representativas. Sobre dichas parcelas se realizó un seguimiento demográfico de 200 individuos durante 6 años consecutivos, desarrollando un análisis de viabilidad poblacional (AVP), y elaborando un modelo de proyección demográfica para 30 años, junto a tres modelos basados en diferentes escenarios de aprovechamiento del territorio.
- **Resultados:** se obtuvieron 124 teselas de hábitat potencial en un área de 100 km². El análisis de fragmentación de 55 de ellas (>5 hectáreas) mostró un aislamiento importante para distancias de conectividad inferiores a 400 m. La validez del modelo deductivo se obtuvo mediante la visita a varias de estas teselas, encontrando una nueva localidad de la planta. Los individuos de la población estudiada se distribuyen de forma agregada tanto en su extensión de presencia como en su área de ocupación, en el seno de formaciones vegetales mixtas y discontinuas, favorecidas por situaciones de semisombra. La proyección demográfica de las parcelas de seguimiento indica una situación de estabilidad y cierta expansión de la población, mientras que los escenarios evaluados mostraron variaciones importantes en la evolución poblacional, aunque en ningún caso se proyectó la extinción total de la población.
- **Principales conclusiones:** la población de *Aster pyrenaeus* muestra un elevado grado de fragmentación de hábitat a diferentes escalas, pero con efectos diversos sobre la viabilidad de la planta. Mientras que la fragmentación de teselas de hábitat potencial parece limitar la dispersión de la planta en el territorio, la fragmentación de la vegetación en dichas teselas favorece las situaciones de semisombra propias de los bordes forestales. Los resultados obtenidos sugieren la existencia de un área refugio para la población en zonas que han sufrido un menor impacto histórico, ocupadas de forma natural por una vegetación mixta y fragmentada.

7.1 Introducción

La fragmentación del hábitat es una de las principales causas de alteración y pérdida de biodiversidad, cuyo efecto puede variar en función de la sensibilidad de cada grupo biológico a sus efectos (Pullin, 2002). En las áreas montañosas europeas, los cambios paisajísticos más relevantes pueden relacionarse con dos factores: (1) el abandono de áreas tradicionalmente explotadas y (2) la sobreexplotación de recursos en áreas productivas más accesibles. El impacto de estos cambios sobre los ecosistemas o las especies que los componen son muy variables (Cernusca *et al.*, 1998; Isselstein *et al.*, 2005), razón por la cual se plantean actualmente numerosos interrogantes sobre cuál debería ser el modo de gestión territorial más adecuado para el mantenimiento de la biodiversidad (GAIA, 2007; Olsson *et al.*, 2000). Si bien los efectos de la fragmentación dependen de la capacidad de dispersión y de la *percepción* de escala de cada grupo biológico (Hendrickx *et al.*, 2007; Walters, 2007), la escala del paisaje suele considerarse adecuada para el estudio de los efectos de la fragmentación de poblaciones en hábitat dinámicos. Debido a ello, las disciplinas relacionadas con la ecología del paisaje están adquiriendo una notable implicación en la biología de la conservación (Gutziller, 2002), ya sea enfocada hacia el estudio de especies concretas, o de los procesos funcionales de los ecosistemas (Fischer & Lindenmayer, 2007).

Entre los principales retos actuales de la conservación a escala de paisaje, figura el conocimiento de los sistemas de bordes forestales (*forest edges*) y la implicación de su dinámica en la conservación de especies y hábitats (Harper *et al.*, 2005). El interés de estos medios desde un punto de vista ecológico no es nuevo (Wiens *et al.*, 1985; Murcia, 1995), si bien la aplicación de esta perspectiva en la biología de la conservación es relativamente reciente, principalmente en los casos en que se estudian táxones especialistas de estos medios (Backman & Tiainen, 2002; Fletcher, 2005). Sin embargo, el concepto de borde forestal debe ser considerado desde un punto de vista relativo, en función del objeto de estudio y la escala de trabajo (Bergin *et al.*, 2000; Sarlov-Herlin, 2001), por lo que la aproximación a los efectos que produce sobre la biodiversidad debe ser aplicada a la escala biológica del organismo a estudio. En el caso de plantas vasculares, los bordes forestales suelen considerarse como barreras que impiden el reclutamiento de plantas forestales del sotobosque hacia espacios abiertos (Jules & Rathcke, 1999; Tomimatsu & Ohara, 2004), o que, en un sentido inverso, limitan la expansión de comunidades herbáceas naturales o seminaturales dependientes de ambientes soleados (Lennartson & Oostermeijer, 2001).

Si bien las características del hábitat producen, en términos generales, importantes limitaciones biológicas en plantas vasculares y a diferentes escalas (Munzbergova & Herben, 2005), los efectos de la fragmentación o estructura del hábitat sobre plantas de bordes forestales son poco conocidos. En el presente trabajo se estudia la relación entre el hábitat, la distribución espacial y la fragmentación poblacional de *Aster pyrenaicus*, una planta ligada a comunidades herbáceas mesófilas y calcícolas típicas de bordes forestales de montaña. *Aster pyrenaicus* se considera una planta en peligro de extinción en toda su área de distribución (eje pirenaico-cantábrico), en España únicamente conocida en el Parque Nacional de los Picos de Europa (Cordillera Cantábrica).

El principal objetivo de este trabajo es evaluar la relación entre la distribución local, la estructura del hábitat y la viabilidad poblacional de *Aster pyrenaicus*. Para ello se combina el estudio de la distribución espacial de la planta, a diferentes escalas, y el seguimiento demográfico de un área representativa de la población, a través de un *Análisis de Viabilidad Poblacional* (AVP). Los AVP se consideran una herramienta básica para la estimación del riesgo de extinción de especies (Heppell *et al.*, 2000) a partir de la proyección demográfica de poblaciones representativas (Menges, 2000a, 2000b; Coulson *et al.*, 2001; Brys *et al.*, 2005; Akçayaya *et al.*, 2005; Obioh & Isichei, 2007), si bien ofrecen resultados más reales cuando incorporan el componente espacial (Akçayaya, 2000; Reed *et al.*, 2001) o temporal (Akçayaya *et al.*, 2003; Bergman & Kidwall, 2004; Linkie *et al.*, 2006), definiendo así el efecto de la estructura y dinámica del paisaje sobre la viabilidad de poblaciones.

Descripción del taxon de estudio

Aster pyrenaicus Desf ex D.C. (*in* Lam. & DC., *Flore Française*, 3^o ed., 4: 146; 1805) es una planta herbácea y perenne de la familia COMPOSITAE, con tallos erectos, hojas opuestas y dentadas, capítulos solitarios o agrupados y flores liguladas de color lila. El tipo biológico de la planta se corresponde con un hemicriptófito rizomatoso, situación de transición entre los *eugeófitos* y los *hemicriptófitos* (Braun-Blanquet, 1979), debido a que poseen una estructura rizomatosa subterránea a poca profundidad, de la cual surgen yemas a nivel del suelo. Cada individuo de *Aster pyrenaicus* desarrolla entre (1)3-10(15) tallos o vástagos clónicos de hasta 90 cm, que pueden diferenciarse como individuos independientes (*genet*) a distancias próximas a los 25 cm, según revelan las distancias genéticas evaluadas en las poblaciones pirenaicas (Cambecédes & Largier, 2006). *Aster pyrenaicus* es una planta gymnomonoica con alogamia funcional (Guzmán *et al.*, 2003) y polinización entomófila, a través de insectos específicos de pequeño tamaño, principalmente vespídeos y dípteros (Guzmán *et al.*, 2003; Jiménez-Alfaro, 2004). Los frutos en aquenio de *Aster pyrenaicus*

producen una media de 99.13 semillas con vilano (desv. est. = 28.05; datos propios obtenidos a partir de 36 capítulos con frutos maduros), con una viabilidad media próxima al 50% en las poblaciones cantábricas (Cambecédes & Largier, com. pers.) El estudio de variabilidad genética realizado sobre la distribución general de la planta (Cambecédes & Largier, 2006) muestra una alta variabilidad interpoblacional (52.9%) e intrapoblacional (47.1%), así como una elevada diversidad genética de las poblaciones cantábricas. El número cromosómico de la planta ($2n=18$) es constante en su área de distribución.

Aster pyrenaicus es un endemismo pirenaico-cantábrico restringido a una decena de localidades en los Pirineos (Cambecédes & Largier, 2003) y al Parque Nacional de los Picos de Europa, en el área cantábrica (Tabla 7-1), donde fue citado por primera vez por Montserrat (1984) en Bulnes, y posteriormente en tres nuevas localidades de su entorno: Poncebos (Lastra, 2003), el valle del Duje (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005) y Tresviso (Ruíz Prieto *et al.*, 2006). El hábitat principal de la planta está ligado a pastizales calcícolas, si bien la posición ecológica de las comunidades en que vive parece diferir en ambos territorios; mientras que en la Cordillera Cantábrica se asignan a situaciones típicas de orlas – alianza fitosociológica *Trifolion medii* – (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005), en el área pirenaica se consideran situaciones más soleadas, representadas por comunidades herbáceas mesófilas y de medios abiertos – *Brometalia* – (Guzmán *et al.*, 2000, 2003).

Debido a su rareza, *Aster pyrenaicus* ha sido incluida en un elevado número de listados relacionados con la conservación de plantas. Se ha considerado como “En Peligro Crítico” en España según la categoría UICN nacional (Bañares *et al.*, 2004) y forma actualmente parte de los catálogos de especies amenazadas de España (Real Decreto 439/90, de 30 de marzo, BOE del 30 de abril de 1990) y del Principado de Asturias (Decreto 65/95, de 27 de abril, BOPA del 5 de Junio de 1995), en ambos casos con la categoría de “En Peligro de Extinción”. En Francia está clasificada como “En Peligro” (categoría UICN nacional), e incluida en el Libro rojo de Flora Amenazada de este país (Olivier *et al.* 1995). *Aster pyrenaicus* se incluyó también en el Anexo I del Convenio de Berna (1979), y como planta prioritaria (Anexo II) en la Directiva 97/62/CEE (27 de octubre de 1997). Entre las principales amenazas descritas para *Aster pyrenaicus*, se ha indicado la modificación del paisaje y su posible efecto sobre la viabilidad de las poblaciones, tanto en el territorio pirenaico (Cambecédes & Largier, 2006) como cantábrico (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2004).

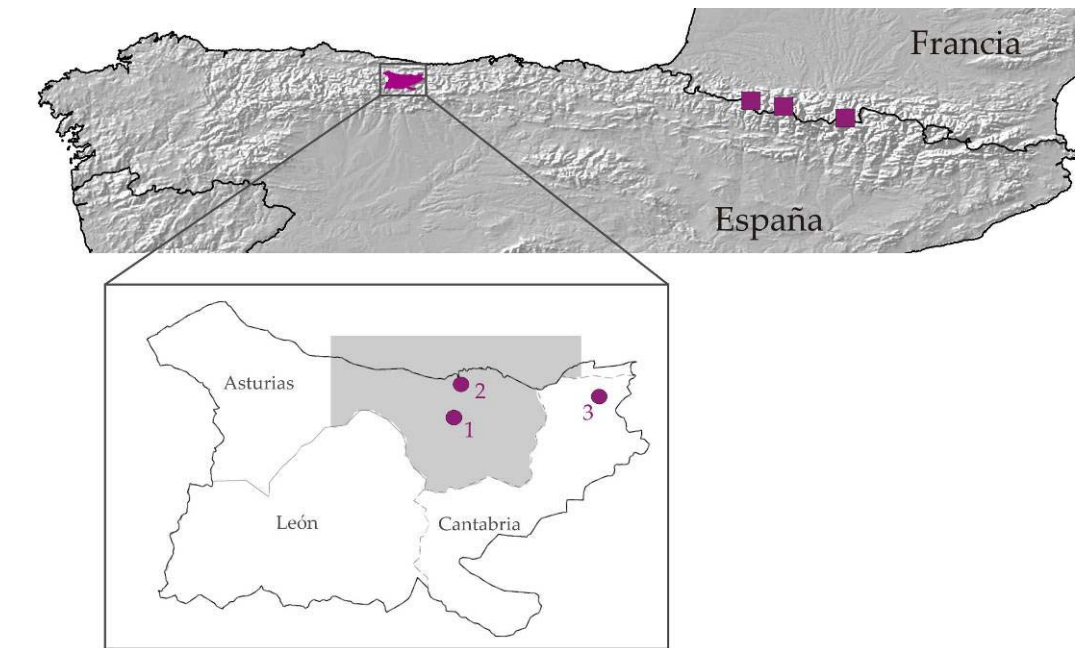


Figura 7-1. Distribución actual de *Aster pyrenaicus* en España (Parque Nacional de los Picos de Europa) y Francia (cuadrículas de referencia). En la figura inferior se muestra la extensión del área de estudio (zona sombreada) y de las poblaciones actualmente conocidas en el Parque Nacional Picos de Europa, en las localidades de Bulnes (1), valle del Duje (2) y Tesviso (3).

7.2 Metodología

7.2.1 Área de estudio

Con el fin de evaluar la relación de *Aster pyrenaicus* con su hábitat en diferentes ámbitos geográficos, se establecieron tres niveles de escala para el estudio de la distribución espacial de la planta: (1) una escala relacionada con el ámbito del Parque Nacional de los Picos de Europa, seleccionando un área aproximada de 100 km², correspondiente a la vertiente norte del macizo central de los Picos de Europa en Asturias (Figura 7-1) y para el cual existe una cartografía de vegetación a resolución de alto detalle; (2) una escala de paisaje, seleccionando el área en que se localiza la extensión de presencia de la población de Bulnes (ver Figura 7-7); y (3) una escala detallada a nivel de las comunidades vegetales, seleccionando dos parcelas representativas de c. 200 m² (ver Figura 7-9) para el seguimiento poblacional. Los tres niveles de estudio definidos están relacionados con el área de distribución local, la ocupación poblacional en el hábitat y la distribución de los individuos, respectivamente, considerando así tres niveles básicos de seguimiento y estudio para poblaciones de plantas (Menges & Gordon, 1996).

7.2.2 Distribución espacial

Estructura espacial y hábitat

La relación entre la distribución actual y el hábitat de *Aster pyrenaicus* se evaluó primeramente a una escala territorial, a partir de los trabajos previos realizados sobre el hábitat potencial de la especie (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005). Para ello se contruyó un *modelo deductivo* (Sperduto & Congalton, 1996; Stoms *et al.*, 2002) de hábitat potencial, basado en el conocimiento previo sobre la ecología de la especie en la única población conocida, relacionada con comunidades de orlas forestales eútrofas correspondientes a la alianza *Trifolion medii* Müller 1963 (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005). A partir de la cartografía de vegetación 1:25.000 del área de estudio (Bueno, 2002) y mediante el uso de sistemas de información geográfica (ArcINFO 8.0 y Arcview 3.2), se seleccionaron las áreas consideradas más adecuadas para albergar este tipo de comunidades, extrayendo la siguiente información cartográfica: (1) líneas de contacto entre comunidades herbáceas de *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre* y formaciones eútrofas arbóreas o arbustivas (bordes); y (2) formaciones arbustivas o arbóreas eútrofas (polígonos).

Las dos capas obtenidas (1- líneas en forma de arcos, y 2- polígonos) fueron unidas en una sola, definiendo un área de influencia (*buffer*) de 50 metros, a partir del cual se creó una capa final de polígonos o teselas de hábitat potencial para *Aster pyrenaicus*. Esta capa se utilizó como referencia para el diseño de un muestreo de las unidades o teselas de hábitat definidos, seleccionando subjetivamente áreas representativas en el territorio, con el fin de verificar la idoneidad de estas áreas y realizar la búsqueda dirigida de nuevas poblaciones.

A partir de las teselas de hábitat potencial definidas, se midió el grado de aislamiento de cada una de ellas, utilizando el índice de proximidad (PROX) desarrollado por Gustafson & Parker (1992) e implementado en el software Fragstats (McGarigal & Marks, 1995). El índice PROX utiliza el tamaño y la proximidad de todos los fragmentos de hábitat cuyo borde se solape con un círculo imaginario definido para el fragmento original, a partir de un radio predeterminado. El índice de proximidad se utilizó con dos propósitos: (1) valorar la distancia a partir de la cual considerar la tesela de la población de Bulnes como “conectada” al resto de teselas de hábitat potencial; y (2) evaluar el grado de aislamiento del conjunto de teselas, en función de diferentes medidas de proximidad o vecindad, y la aplicación del índice PROX como referencia.

Distribución poblacional

Se utilizó el entorno de la tesela de hábitat de Bulnes como referencia para definir el área de estudio para la cartografía de detalle de la población (escala de paisaje), mediante un muestreo sistemático a través de transectos perpendiculares a la pendiente (separación media de 50 metros). La población fue georreferenciada mediante GPS (Garmin e-trex, error estimado 10/15 m), censando el número de individuos (*genets*) encontrados en cada núcleo poblacional. Las localizaciones fueron posteriormente procesadas mediante Arcview GIS para la definición de la *extensión de presencia* poblacional, utilizando el criterio del *Mínimo Polígono Convexo* (UICN, 2001), utilizando la aplicación *Hawth tools* para ArcGIS (www.spatial ecology.com). El área de ocupación de la población se estimó de dos modos: (1) mediante una aproximación de campo, midiendo la superficie ocupada por los núcleos poblacionales; y (2) en función de una malla regular de celdas de 20 metros de lado, identificando la presencia de al menos un individuo. Con el fin de caracterizar la ocupación poblacional de *Aster pyrenaicus* en función del hábitat, se identificó el tipo de vegetación dominante en cada una de las celdas de 20x20 m, mediante la fotointerpretación de la ortofoto aérea en color a escala 1:5.000 (SIGPAC, 2003). El grado de agrupamiento de la población se calculó mediante el índice estandarizado de Morisita (Smith-Grill, 1975) implementado en el programa PASSAGE (Rosenberg, 2004), y aplicado a la matriz de 20x20 metros de lado. La ubicación espacial de los núcleos poblacionales se definió mediante el método de la media armónica (Dixon & Chapman, 1980), mediante la aplicación disponible en la extensión *Animal Movement* para Arcview (Hooge & Eichenlaub, 1997).

Ocupación individual

Se seleccionaron dos parcelas representativas de la población de Bulnes con una superficie aproximada de 200 m², sobre las cuales se realizó un seguimiento demográfico entre los años 2001 y 2006 (ver apartado 7.2.3). La distribución de *Aster pyrenaicus* a escala individual se analizó en relación con la cobertura de la vegetación leñosa presente en dichas parcelas, considerando este factor como una de las principales variables relacionadas con la competencia lumínica en poblaciones de comunidades herbáceas (Cousins & Lindborg, 2004). Se estimó la cobertura de plantas leñosas sobre una matriz de 0.5 x 0.5 metros proyectada sobre las parcelas de seguimiento, en función de tres grados de cobertura: (1) cobertura total –sombra–; (2) cobertura parcial o de transición –semisombra– y (3) sin cobertura alguna –sol–. Con el fin de minimizar los errores de muestreo, la cobertura se midió en el periodo central del estudio (año 2003), siendo posteriormente transformada a una resolución de 1x1 m.

La relación entre la evolución demográfica y los grados de cobertura definidos se midió en función de la ocupación de cada celda, comparando el vigor de cada individuo (medido en función del número de tallos) con el tipo de cobertura, en cada uno de los 6 años de seguimiento. Posteriormente se buscaron diferencias significativas en el número de individuos nacidos y muertos para cada una de las condiciones de cobertura (utilizando la prueba de X^2), y se analizó el tipo de agregación espacial de los individuos mediante el índice estandarizado de Morisita, calculado para cada uno de los años de muestreo.

7.2.3 Seguimiento demográfico

Obtención de datos

El procedimiento de marcado y seguimiento de individuos está basado en la metodología general de los *estudios detallados* del proyecto AFA (Abert *et al.*, 2001). El primer año de muestreo (2001) se seleccionaron dos parcelas representativas de la única población conocida en aquel momento. Mediante el empleo de cuerdas y referencias métricas orientadas en sentido perpendicular a la pendiente, todos los individuos (grupos de tallos reconocidos como tales) fueron ubicados con una precisión de 10 cm. Los individuos fueron marcados con una etiqueta plástica de 15 cm de longitud identificada por un código numérico. Durante 6 años consecutivos (2001-2006) se visitaron las parcelas de muestreo un mínimo de dos veces, coincidiendo con el óptimo de floración y fructificación de la población, y recogiendo la siguiente información por individuo: (1) nº de tallos vegetativos, (2) nº de tallos reproductores, (3) nº de capítulos en flor, (4) nº de capítulos en fruto y (5) presencia o ausencia de tallos ramoneados, los cuales son fácilmente reconocibles por la desaparición del capítulo y la presencia de una marca distinguible en el tallo.

Variables de estado y análisis matricial

A partir de la información demográfica obtenida, se siguió la metodología general de los análisis de viabilidad poblacional (AVP) de tipo demográfico (Caswell, 1989; Menges, 1986; Akçakaya & Sjögren-Gulve, 2000), basados en la estructuración de una población en clases de edad o tamaño, a partir de las cuales se obtienen las tasas vitales que permiten realizar modelos de proyección en el tiempo. En el caso de plantas vasculares, existe una serie de recomendaciones que deben considerarse para la definición de clases, en función del ciclo biológico de la especie a estudio, y considerando de un modo especial la existencia de dormición en semillas o plantas (Menges, 2000b; Burgman, 2004). En el caso de *Aster pyrenaicus*, el seguimiento anual de las parcelas de estudio reveló la existencia de dormición del rizoma, la cual afectó a entre un 6 y un 15% de los individuos de la población, y que en la mayor parte de

los casos (90%) se identificó como dormición de un año. El reducido número de transiciones interpretadas como dormiciones de dos años (un total de 6 casos) se consideró como poco significativa y con una elevada sensibilidad a errores de muestreo, por lo que no fue tomada en cuenta para el establecimiento de las fases vitales. Por otro lado, la existencia de un banco de semillas en el suelo fue desestimada después de realizar 5 exploraciones de la capa superficial del suelo, en el momento de floración. Aunque no se realizaron pruebas de germinación a partir de muestras de suelo, se asumió la existencia de un banco de semillas *transitorio* (Thompson & Grime, 1979), considerando los amplios márgenes de germinabilidad de la especie a diferentes temperaturas y luminosidad (Cambecédes & Largier, 2006) y los datos disponibles sobre especies vicariantes como *Aster amellus*, para la cual se ha reconocido la presencia de bancos transitorios en hábitats similares (Czarnecka, 2004).

La separación de clases o estados vitales se definió según un sistema mixto de selección (Gregg & Nelly, 2006). Se utilizó el número de tallos (*ramets*) de cada individuo como variable relacionada con la capacidad de supervivencia y comportamiento reproductivo, estableciendo así una primera clase con reducido o nulo valor reproductivo, para individuos con 1 ó 2 tallos. Posteriormente se definieron dos clases más, en función de la variabilidad anual del número de tallos (individuos con $n^{\circ} > 2$), mediante un análisis de conglomerados (*cluster K-means*), estableciendo como punto de corte la mitad de la distancia estadística generada entre dos grupos para cada año de estudio. La división de clases concuerda con las observaciones del ciclo biológico realizadas a partir de cultivos experimentales *ex situ* de las poblaciones pirenaicas de *Aster pyrenaicus* (Cambecédes & Largier, 2006), por lo que se considera que se aproximan de forma realista a las características biológicas de la especie.

La población quedó finalmente estructurada en cuatro clases (Figura 7-2): (1) planta joven con 1 ó 2 tallos (2) planta adulta de 3 a 10 tallos; (3) planta adulta de más de 10 tallos y (4) planta en dormición. Siguiendo el protocolo general para el análisis de viabilidad de poblaciones (Morris & Doak, 2002), se estimaron las tasas vitales de supervivencia, crecimiento y fertilidad. A partir de las matrices de transición anuales, se obtuvo la *tasa de supervivencia absoluta* (mediante una tabla de contingencia entre las clases de cada transición anual), *tasa de crecimiento* (transformando los valores en función del porcentaje de número de individuos) y la *tasa ponderada de fertilidad* (obtenida en función del valor reproductivo de cada clase o VR), a partir del número de nacimientos de cada transición y la respuesta reproductiva de las clases reproductoras, según el siguiente algoritmo (Iriando, com. pers.):

$$VR a = (n^{\circ} \text{ nacidos} \times R a) / (R a \times N a) + (R i \times N i) \dots + n$$

Donde VR = Valor reproductivo de una clase (a); R = la respuesta reproductiva de cada clase (= % de unidades reproductoras respecto al total) y N el número total de individuos de la clase.

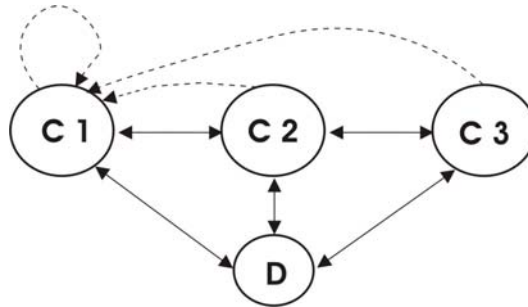


Figura 7-2. Fases vitales definidas en la población de *Aster pyrenaues*: Los trazos discontinuos señalan las transiciones reproductivas entre las clases de tamaño: clase 1 (C1), clase 2 (C2) y clase 3 (C3). "D" indica la fase de dormición del rizoma (por simplicidad no se representan las transiciones de supervivencia).

7.2.4 Análisis de Viabilidad Poblacional y dinámica del hábitat

Modelo base de proyección

A partir de las matrices de proyección anuales se calculó una matriz de valores medios y otra de desviaciones estándar, las cuales fueron utilizadas para el cálculo de parámetros demográficos, como la tasa finita de crecimiento (λ) y las matrices de elasticidades y sensibilidades, obtenidas a partir de la herramienta POPTOOLS para EXCEL (Hood, 2005). El modelo de proyección demográfica se aplicó mediante el soporte de modelización RAMAS Metapop (Akçakaya, 2002), definiendo en primer lugar un *modelo base* a partir de las tasas vitales de las parcelas, proyectadas para toda la población, y utilizando un tamaño inicial estimado de 2500 individuos (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2004). El tipo de crecimiento poblacional se determinó en función de un modelo *ceiling*, o de crecimiento continuo hasta la capacidad de carga (k), estimada en tres veces el valor conocido (= 7500), y fijando una desv. est. del 10%, en modo a reflejar posibles variaciones del hábitat por causas naturales o artificiales. La abundancia inicial se calculó según las proporciones estudiadas en las parcelas de estudio, definiendo 954 individuos de Clase-1; 1173 de Clase-2; 173 de Clase-3; y 200 en dormición. En el modelo se incluyó estocasticidad demográfica y estocasticidad ambiental con una distribución *lognormal*. Con el fin de corregir las implicaciones de la estocasticidad demográfica en poblaciones especialmente

reducidas (Morris & Doak, 2002), se estableció un momento de casi-extinción, con base a un límite mínimo de 200 individuos. Se fijó también un límite de explosión demográfica correspondiente al tamaño poblacional doble del actual (= 5000 individuos). El efecto estocástico sobre la población se consideró en función de la existencia de correlación entre la tasa reproductora (F), la tasa de supervivencia (S) y la capacidad de carga (K), opción que se consideró más adecuada para reflejar el efecto de las condiciones ambientales sobre la parte aérea de la planta, con un ciclo anual de emergencia. El modelo de proyección se definió para un periodo de 30 años, sin considerar periodos catastróficos de ningún tipo.

Modelo espacialmente explícito

Con el fin de considerar la influencia del componente espacial en el modelo de proyección, se utilizó como referencia la fotografía aérea del año 2003 (SIGPAC, 2003) para elaborar un mapa sobre la estructura del hábitat mediante la fotointerpretación del paisaje, a partir de la ortofoto en color a escala 1:5.000. Para ello se tomó como referencia el área de influencia de la población de Bulnes y la división de celdas de 20x20 m (Figura 7-6). El mapa generado fue importado en el programa RAMAS GIS (Akçakaya, 2003) para su utilización en el modelo poblacional. A cada celda (20x20 m) se le asignó un valor de adecuabilidad de hábitat, obtenido en función del análisis de la distribución poblacional realizado sobre la población, mientras que la capacidad de carga (k) de cada celda se calculó en función del valor máximo observado en el muestreo de la población. Posteriormente se utilizó la aplicación de identificación de teselas de hábitat (*patches*) incorporado a dicho programa, utilizando una distancia mínima de 40 metros para su identificación. De este modo se definió un modelo metapoblacional con n subpoblaciones, aplicando los mismos parámetros que en el modelo base. Debido a la falta de datos sobre la capacidad de dispersión de las semillas de *Aster pyrenaicus*, y la incertidumbre asociada a esta propiedad en plantas vasculares (Fenner & Thompson, 2005), el modelo de dispersión incluido, de tipo exponencial negativo, se asoció a una distancia máxima de 200 metros, la cual se corresponde a la máxima distancia observada en los núcleos más alejados del centroide de la población.

Simulaciones

Con el fin de comparar la viabilidad poblacional de *Aster pyrenaicus* en función de diferentes estructuras del paisaje, se establecieron tres escenarios alternativos a la estructura espacial actual, la cual puede considerarse como un estado de semi-abandono, con un bajo impacto de las actividades de siega y pastoreo. Se consideró un primer escenario tomando como referencia la foto aérea del vuelo americano del año 1956, como situación conocida de aprovechamiento intensivo del territorio. La

foto aérea de la zona a escala 1:18.000 fue georreferenciada en un GIS para la definición de las mismas unidades de paisaje utilizadas en el modelo espacial inicial. Posteriormente se simuló una situación de aprovechamiento máximo del territorio (S1), suponiendo el uso de toda la superficie útil para la explotación agro-pastoril en el área de estudio, tal y como pudo existir en torno al año 1900. Finalmente, se simuló un escenario de abandono y recuperación natural del territorio, o de máxima naturalidad (S2), considerando la sucesión vegetal observada en el periodo 1956/2003 para crear una simulación de la evolución de la vegetación en 50 años, en una situación hipotética ubicada en el año 2050. En todos los casos se utilizaron los mismos parámetros de proyección demográfica que en el modelo inicial.

7.3 Resultados

7.3.1 Estructura espacial y hábitat

Teselas de hábitat potencial

El hábitat potencial de *Aster pyrenaicus* en el territorio de estudio ocupa, según el modelo deductivo realizado, una superficie total de 14.17 km² (1417 ha) distribuidos a través de 124 teselas, lo que representa el 7.76% del área de estudio (Figura 7-3). La superficie de los polígonos varía entre 1.2 y 125 ha, con un valor medio de 11.43 ha (desv. est. = 16.38 ha). Las unidades definidas se distribuyen fundamentalmente a lo largo de los valles más profundos y anchos del territorio, separadas unas de otras por grandes macizos calcáreos. La visita a 14 unidades de hábitat potencial del territorio de estudio permitió reconocer en 12 de ellas unas características similares a las comunidades vegetales conocidas en la población de *Aster pyrenaicus*, con la presencia y relativa abundancia de comunidades de orlas eútrofas de *Trifolium medii*. En una de ellas se pudo encontrar, además, una nueva población de la planta, localizada a 1.5 km de distancia de la población original, en un valle paralelo separado por un macizo montañoso de 1600 metros de altitud. El cálculo de las distancias de vecindad a partir del índice de proximidad (PROX) se realizó para intervalos regulares entre los 200 y los 2000 metros, en el conjunto de teselas identificadas como de hábitat potencial, ofreciendo un valor del índice PROX muy variable (PROX medio = 424; desv. est.=1806). Seleccionando los polígonos con una superficie mínima de 5 hectáreas, el número de teselas aisladas disminuye de forma importante entre los 200 y 600 metros de vecindad (Figura 7-4). El cálculo del índice de proximidad (PROX) para la tesela de la población de *Aster pyrenaicus* superó el valor cero (aislamiento completo) a partir de distancias de vecindad superiores a 200 metros, mientras que la nueva población ofrece valores de conectividad positivos en todas las distancias superiores a 50 m.

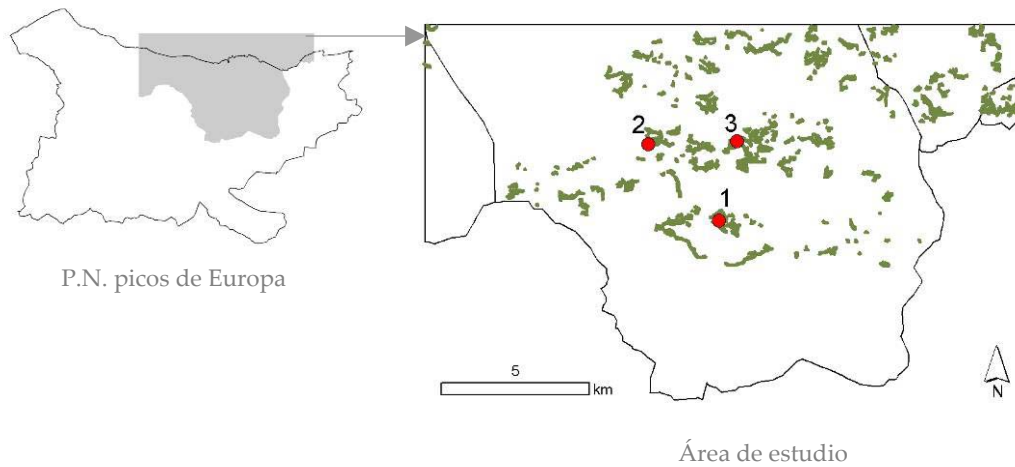


Figura 7-3. Distribución de las teselas de hábitat potencial definidas en el modelo deductivo para *Aster pyrenaicus* en el área de Estudio. Se muestra la localización de la población de Bulnes (1), la ubicación de una cita reciente de Lastra (2003), y la nueva localidad encontrada en los trabajos de prospección (3).

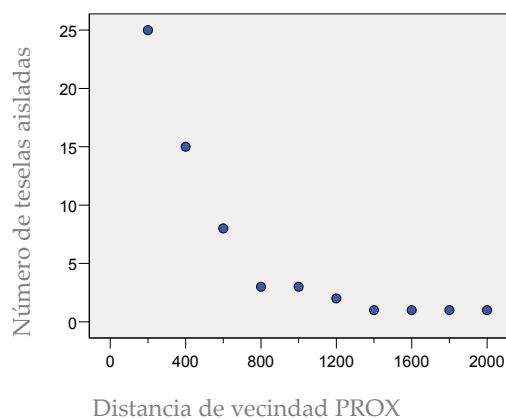


Figura 7-4. Número de teselas aisladas resultantes en una de las distancias de vecindad calculadas en el análisis de proximidad (PROX), para un total de 55 teselas de hábitat potencial (aquellas con una superficie superior a 5 hectáreas).

Distribución poblacional

La extensión de presencia de la población de *Aster pyrenaicus* de Bulnes, medida según el mínimo polígono convexo (MPC), es de 79.541 m² (c. 8 ha), mientras que la superficie de ocupación estimada fue de c. 300 m² (c. 0.4 ha), ocupando 40 de las 902 celdas de 20x20 m en que se dividió el paisaje de la localidad de Bulnes (Figura 7-6). La asignación del hábitat dominante en cada una de las celdas de 20x20 m se realizó a partir de 6 unidades de paisaje (Tabla 7-1), definidas en función de los cuatro tipos

de vegetación más abundantes (avellanedas, aulagares, lastonares y prados de siega) y la incorporación de formaciones mixtas y otras áreas con escasa vegetación o con vegetación nitrófila.

Las unidades de paisaje más frecuentes (Figura 7-5) fueron aquellas identificadas como avellanedas (37%), aulagares (21%) y lastonares (19%), mientras que los núcleos poblacionales cartografiados se localizan principalmente en las unidades mixtas (62.5%) y en avellanedas (32.5%), apareciendo de forma puntual en algunas celdas identificadas como lastonares (5%) (Figura 7-5).

La población estudiada muestra una dispersión de tipo agregado o contagioso (Figura 7-6), con un índice $R=0.796$ ($z=-3,70$) en el test de Clarke & Evans (medido en el ámbito de la extensión de presencia) y un índice estandarizado de Morisita = 0.5. La distancia media entre los núcleos poblacionales cartografiados con GPS fue de 108.71 metros.

El análisis de distancias según la media armónica (Figura 7-7) permite diferenciar espacialmente un núcleo principal de individuos, alrededor del cual se disponen grupos con menor densidad, en dirección favorable a la pendiente, y que constituyen el principal núcleo demográfico (Figura 7-7). De forma puntual se localizan también grupos aislados a lo largo de la extensión de presencia, con una distancia máxima, entre localizaciones dentro del hábitat potencial, de 379 metros.

nº	Unidad	Vegetación dominante
1	Avellanedas	Formaciones arbustivas eútrofas formando masas continuas dominadas por <i>Corylus avellana</i> (<i>Corylo-Populion tremulae</i>)
2	Aulagares	Matorrales secundarios sobre suelos no forestales dominados por <i>Genista hispanica</i> subsp. <i>occidentalis</i> (<i>Genistion occidentalis</i>)
3	Lastonares	Comunidades herbáceas seminaturales dominadas por <i>Brachypodium pinnatum</i> subsp. <i>rupestre</i> (<i>Potentillo-Brachypodium rupestris</i>)
4	Formaciones mixtas	Complejos de vegetación secundaria compuestos por comunidades herbáceas, aulagares o avellanos en diferentes proporciones
5	Prados de siega	Prados sometidos a siegas periódicas (<i>Arrhenatherion</i>)
6	Otras	Roquedos, canchales y asentamientos humanos con vegetación nitrófila

Tabla 7-1. Unidades de paisaje definidas en el entorno de la población de *Aster pyrenaicus*, para cada una de las celdas de 200x200 metros, a partir de la vegetación dominante interpretada en la ortofoto del SIGPAC a escala 1:25.000 del territorio (Figura 7-6).

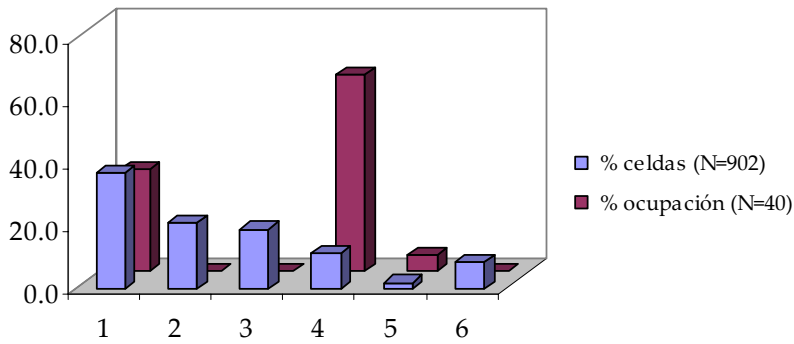


Figura 7-5. Porcentaje total de celdas de 20x20 m (% celdas) y porcentaje de ocupación de *Aster pyrenaeus* (% ocupación) para cada una de las 6 unidades de paisaje definidas (según Tabla 7-1).

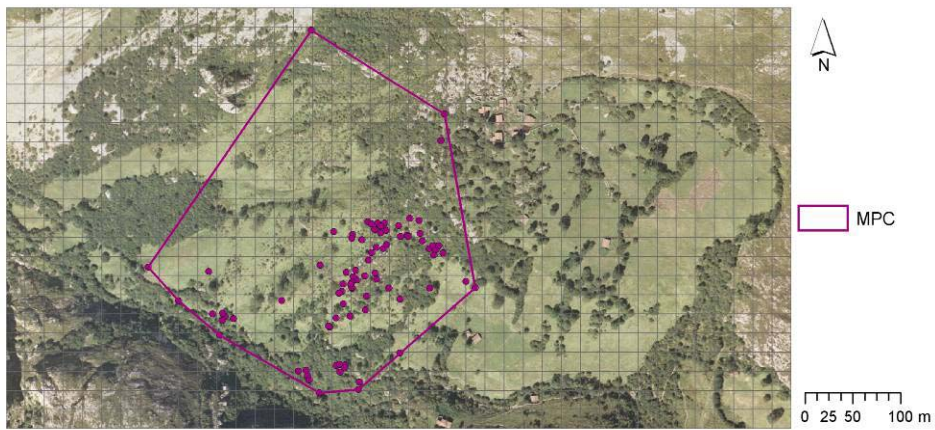


Figura 7-6. Puntos de presencia y Extensión de presencia (MPC) de la población de *Aster pyrenaeus* en Bulnes. Se muestran las 902 celdas de 200x200 m en que se ha dividido el área de estudio.

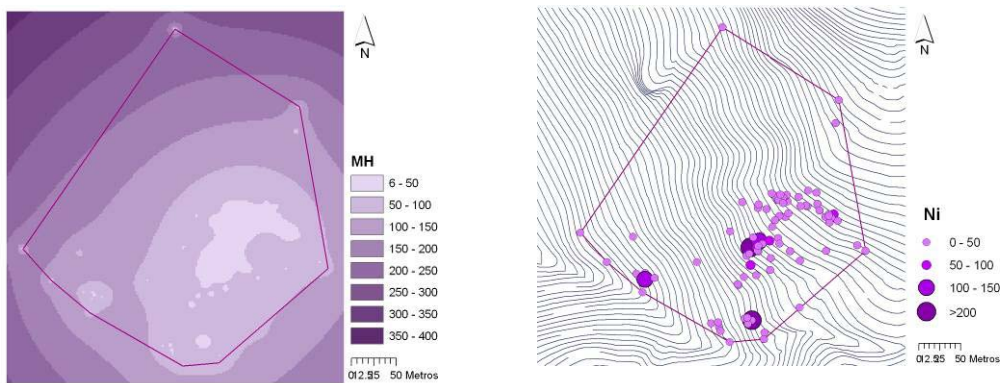


Figura 7-7. Distribución espacial de los núcleos poblacionales de *Aster pyrenaeus* en la población de Bulnes, en función de la media armónica (MH) de las distancias intrapoblacionales (izquierda) y el número de individuos (Ni) por cada núcleo poblacional (derecha).

Ocupación individual

El índice de ocupación de los individuos muestreados en las parcelas de seguimiento fue mayor en las zonas más luminosas (46.5%) o de semisombra (41.7%) que en las áreas más sombreadas (11.7%). Los individuos más jóvenes (clase 1) muestran una cierta tendencia a ocupar los espacios más luminosos mientras que el resto (clases 2 y 3) presentan un menor porcentaje de individuos en las áreas de sombreado bajo y medio (Figura 7-8).

La distribución espacial de las parcelas (Figura 7-9) sigue un patrón de agregamiento o contagioso durante los seis años de estudio (índice estandarizado de Morisita=0.5), con un promedio de $R=0.75$ (desv. est.=0.05) y $z=-4.119$ (desv. est.=0.79), medido para un número medio de 90.7 individuos en las dos parcelas muestreadas. La proporción de individuos nacidos, muertos o supervivientes no ofrece diferencias significativas en las diferentes clases de cobertura (pruebas χ^2 y G-test; $p > 0.2$, 2 g.l.), manteniendo siempre un patrón homogéneo en las dos parcelas. Los individuos nacidos cada año se localizaron a una distancia media de 0.78 metros (desv. est. = 0.56 m), respecto a su vecino más próximo, con un valor máximo de 3.38 m y un valor mínimo de 0.15 m, sin encontrar diferencias significativas en las dos parcelas de muestreo ($\chi^2=1.73$; $p=0.119$).

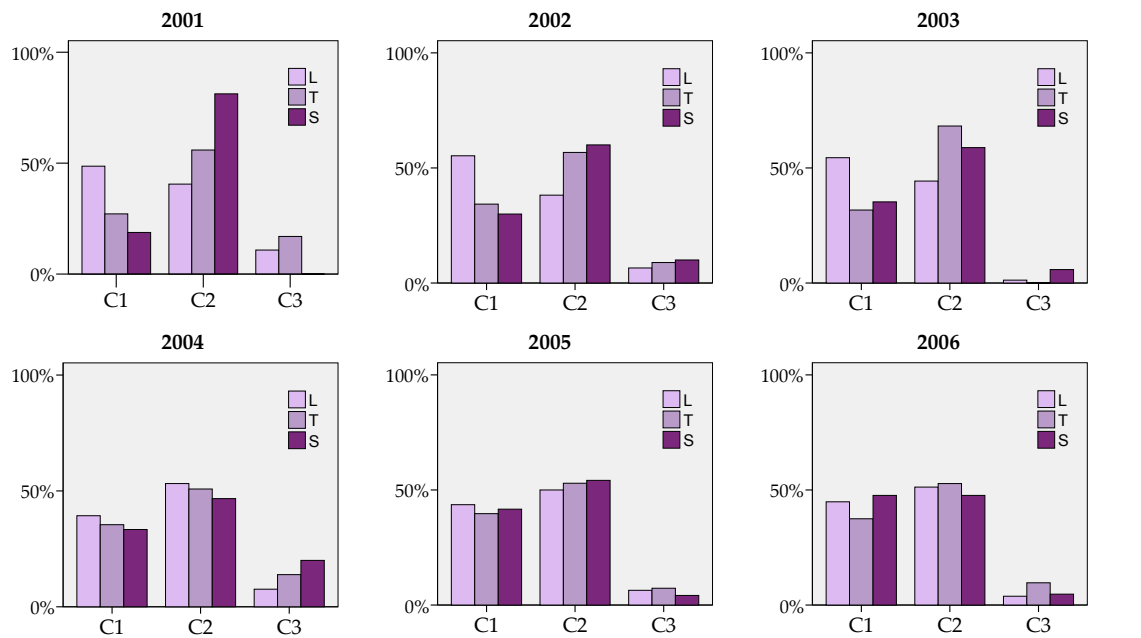


Figura 7-8. Porcentaje de individuos para cada una de las clases de estado (C1- clase1; C2- clase2; C3- clase3) en función del grado de cobertura de la vegetación (L: luz; T: semisombra o transición; S: sombra) en los seis años de seguimiento. No se incluyen los individuos en dormición.

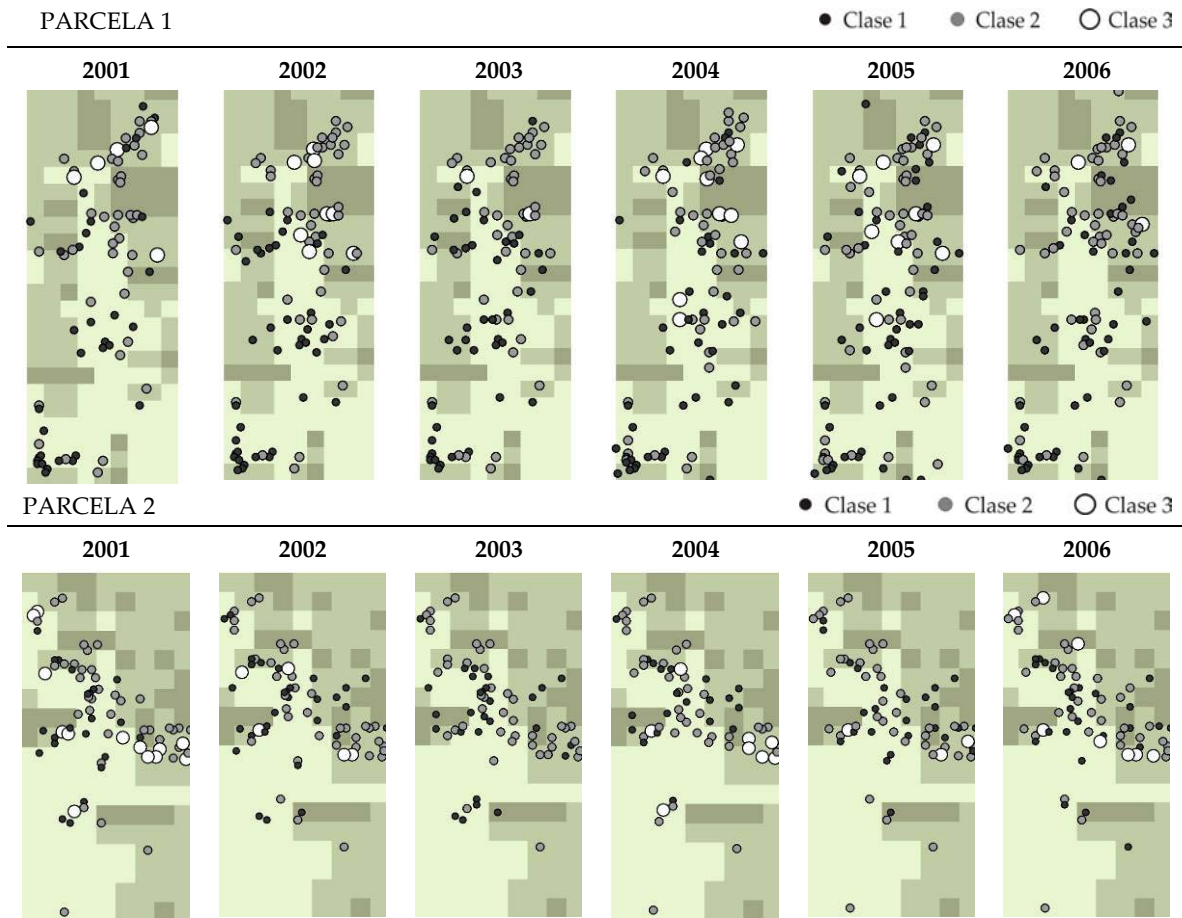


Figura 7-9. Distribución espacial de los individuos marcados durante los 6 años de seguimiento (Parcela 1: 215 m²; Parcela 2: 166 m²). Los tonos reflejan el grado de cobertura para cada celda de 1 m², indicando cobertura total (tono oscuro) media (color oscuro) o insolación (tono claro).

7.3.2 Estructura poblacional y tasas vitales

El número medio de individuos pertenecientes a cada una de las clases de estado definidas fue del 8% para la clase de dormición; 38% para la clase 1; 47% para la clase 2; y 13% para la clase 3; proporción que se mantuvo relativamente constante a lo largo de los 6 años de muestreo (Figura 7-10). El comportamiento reproductivo medio de los individuos muestreados está directamente relacionado con su pertenencia a una clase superior (Índice de Spearman $R^2=0.85$; $p<0.001$), mientras que las tasas de supervivencia fueron más altas para los individuos de la clase 1 (58%) y la clase 2 (67%) que para los individuos de la clase 3 (33%). El valor reproductivo medio asignado también se incrementa en las clases superiores, con valores de 0.1315 (Clase 1), 0.2035 (Clase 2) y 0.5085 (Clase 3). La mortalidad fue mayor en los individuos de clase 1, considerando como muertos los individuos no localizados durante dos o más años.

El número total de individuos no mostró variaciones importantes durante los seis años, ofreciendo una tendencia ascendente, con un valor medio de la tasa finita de crecimiento (λ) = 1.107 (desv. est. = 0.093). Las variaciones en el valor de λ están directamente relacionadas con el número de tallos ramoneados el año anterior ($R^2=0.95$; $p<0.001$). En las matrices de transición media y de desv. est. obtenidas (Tabla 7-3) se puede apreciar una elevada variabilidad interanual. Los mayores valores de elasticidad fueron para las transiciones de supervivencia de las clases 1 y 2.

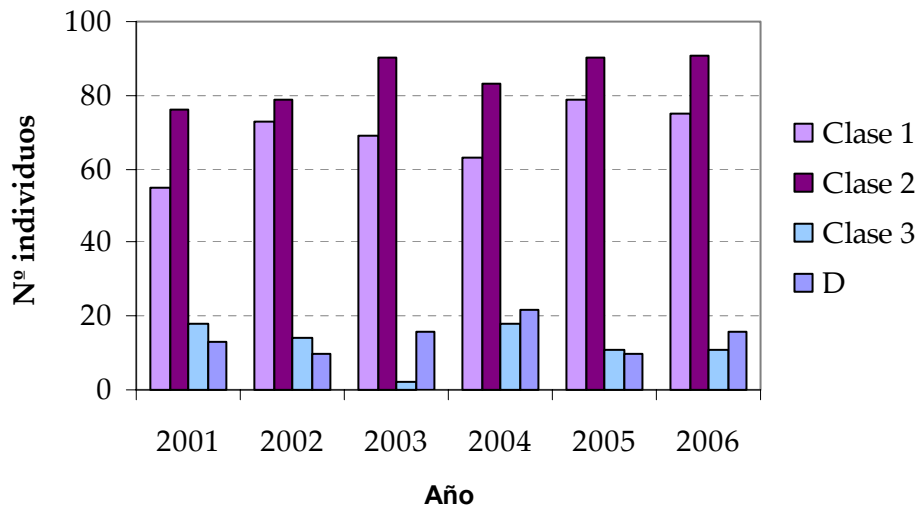


Figura 7-10. Proporción de individuos pertenecientes a cada una de las fases de estado definidas, durante los seis años de estudio. **Clase 1:** 1ó 2 tallos; **Clase 2:** 2 a 6 tallos; **Clase 3:** > 6 tallos; **D:** en dormición.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Ni	162	176	177	186	190	177
N ram	26	43	139	95	46	111
N tallos	744	713	578	764	769	739
$\lambda =$	1.0758	0.9582	1.1866	1.1916	1.0690	

Tabla 7-2. Número de individuos (Ni), número de individuos ramoneados (N ram) y número total de tallos (N tallos) observados durante los seis años de seguimiento. El valor de *Lambda* (λ) indica la tasa de crecimiento finito para cada sucesión anual.

Matriz de transición media

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	D
Clase 1	0.7367(*)	0.3036(*)	0.3888(*)	0.4915
Clase 2	0.2039	0.7050	0.4896	0.2836
Clase 3	0.0100	0.0713	0.3354	0.0249
D	0.1413	0.0701	0.1111	0.0000

Matriz de desviaciones estándar

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	D
Clase 1	0.0517	0.0180	0.2187	0.3009
Clase 2	0.0547	0.1402	0.1470	0.1872
Clase 3	0.0382	0.0577	0.3313	0.0356
D	0.0517	0.0180	0.2187	0.0000

Matriz de elasticidad media

	Clase 1	Clase 2	Clase 3	D
Clase 1	0.3103	0.0983	0.0149	0.0387
Clase 2	0.0998	0.2652	0.0218	0.0260
Clase 3	0.0057	0.0316	0.0176	0.0027
D	0.0464	0.0177	0.0033	0.0000

Tabla 7-3. Matrices de transición media, transición estándar y elasticidad media obtenidas a partir de los datos demográficos recogidos durante los seis años de estudio (en sombreado, los valores más altos). Se marcan con (*) los valores correspondientes a tasas de fertilidad + supervivencia.

7.3.3 Proyección demográfica

Modelo base

El modelo base de proyección se creó para un periodo de 30 años, ejecutando 1000 repeticiones estocásticas, a partir de un tamaño poblacional inicial de 2500 individuos. Los valores medios de proyección muestran una tendencia demográfica positiva para dicho periodo, con una probabilidad de declinación inferior al 40% (Figura 7-11). La probabilidad de casi extinción (tamaño poblacional < 200 individuos) fue = 0 en 30 años, mientras que la probabilidad de superar los 5000 individuos (casi-explosión) fue del 44.8%. Utilizando el mismo modelo en un periodo de 100 años, la probabilidad de extinción resultó <10%, y la probabilidad de extinción fue = 0, mientras que la probabilidad de casi-explosión fue del 15%.

Modelos espaciales y escenarios de hábitat

A partir de las frecuencias de ocupación de hábitat medidas en la población, se clasificó el área de estudio (celdas de 20x20 m) en función de tres valores de adecuabilidad de hábitat. Se consideró como hábitat óptimo para la planta las áreas dominadas por unidades mixtas (tipo 4 en Tabla 7-1), por lo que a las celdas

asignadas a este tipo de vegetación se les dio un valor de adecuabilidad de hábitat (AH)=1. Como áreas de hábitat subóptimo se seleccionaron las celdas dominadas por avellanedas o formaciones arbustivas eútrofas (tipo 1 en Tabla 7-1), asumiendo que la menor ocupación de *Aster pyrenaicus* en este tipo de vegetación es debida a una limitación ecológica de su estructura espacial, asignándoles un valor de AH=0.5. El resto del territorio, constituido por prados y pastos de uso intensivo, roquedos y asentamientos humanos, se consideraron áreas no adecuadas para la planta, o donde ésta no es capaz de formar poblaciones estables, aplicándoles un valor de AH=0.

La densidad media observada en las áreas con hábitat óptimo (AH=1) fue de 156 individuos por celda, en el conjunto de la población, y 200 individuos en la parcela muestreada, mientras que las áreas con hábitat subóptimo (AH=0.5) presentan una densidad de 81 individuos por celda. En base a ello se aplicó un valor de capacidad de carga (k) = 200 para las unidades de hábitat óptimo y de k=100 para las unidades con hábitat subóptimo, incorporando la expresión $K = \text{noc} * \text{ahs} * 200$ en la plataforma RAMAS GIS (siendo K= capacidad de carga del tesela; noc= número total de celdas; y ahs= valor medio del índice AH).

La asignación de los valores de adecuabilidad de hábitat (AH) y la medida de capacidad de carga a cada uno de los cuatro escenarios espaciales definió diferentes modelos de proyección (Tabla 7-4). La visualización de las “curvas de extinción” obtenidas a partir de dichos modelos (Figura 7-12) muestran cómo los estados más favorables para el crecimiento poblacional se corresponden con la situación actual (2003) y la simulación de máxima naturalidad (S1). En ambos casos existe un riesgo próximo al 35% de que el tamaño poblacional sea inferior al actual. El escenario de 1956 muestra una situación menos favorable, con probabilidad del 50% de reducción del número de individuos. Por su parte, el escenario de máximo aprovechamiento del territorio (S1) muestra la peor situación, con un 90% de probabilidad de no superar los 2500 individuos. La estructura espacial y las curvas de declinación de cada uno de los modelos se muestran en la Figura 7-13.

Escenario	Descripción	AH=1	AH=0.5	AH=0	k	N
S1 (1900)	Máximo uso del territorio	16	49	837	8100	1289
1956	Situación 1956	54	205	643	31300	2681
2003	Situación 2003	81	343	478	50500	3465
S2 (2050)	Máxima naturalidad	81	520	301	68200	3471

Tabla 7-4. Número de celdas de 20x20 m incluidas en las tres categorías de adecuabilidad de hábitat (AH; nº total=902). k) capacidad de carga estimada N): tamaño poblacional medio proyectado para cada uno de los escenarios modelizados (el valor de N para el modelo base fue de 3484 individuos).

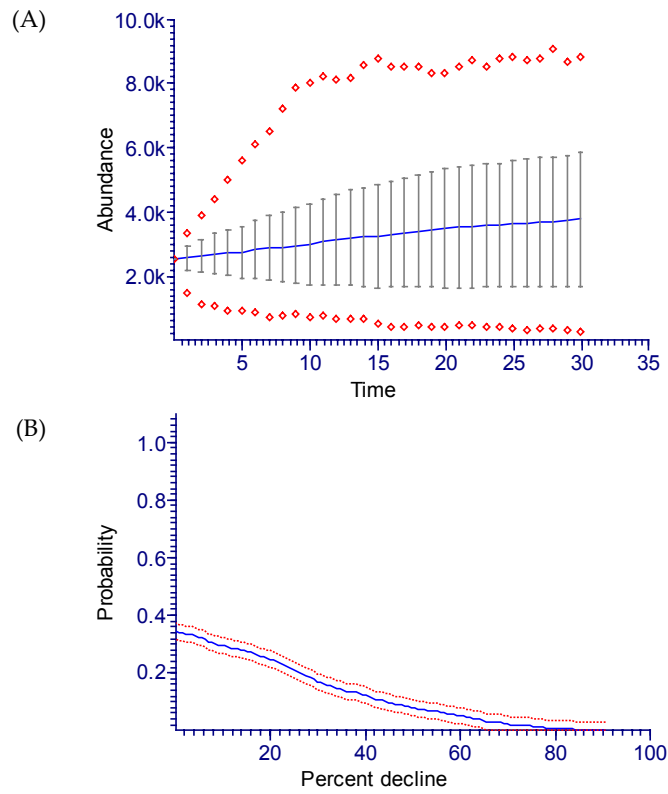


Figura 7-11. (A) Trayectoria demográfica y (B) probabilidad de declinación para un periodo de 30 años, en la población de Bulnes, obtenidas a partir del modelo de proyección definido en RAMAS, y los datos demográficos de 6 años. (las barras verticales reflejan la desv. est., y los puntos los valores máximos y mínimos de cada simulación).

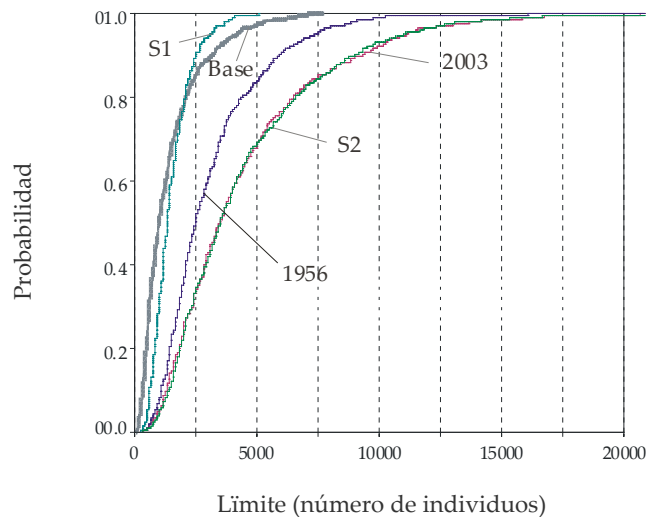


Figura 7-12. Curvas de extinción para cada uno de los modelos de proyección: modelo base (B); situación conocida en 1956 y 2003; y simulaciones de máximo aprovechamiento (S1 ó 1900) y máxima naturalidad (S2 ó 2050).

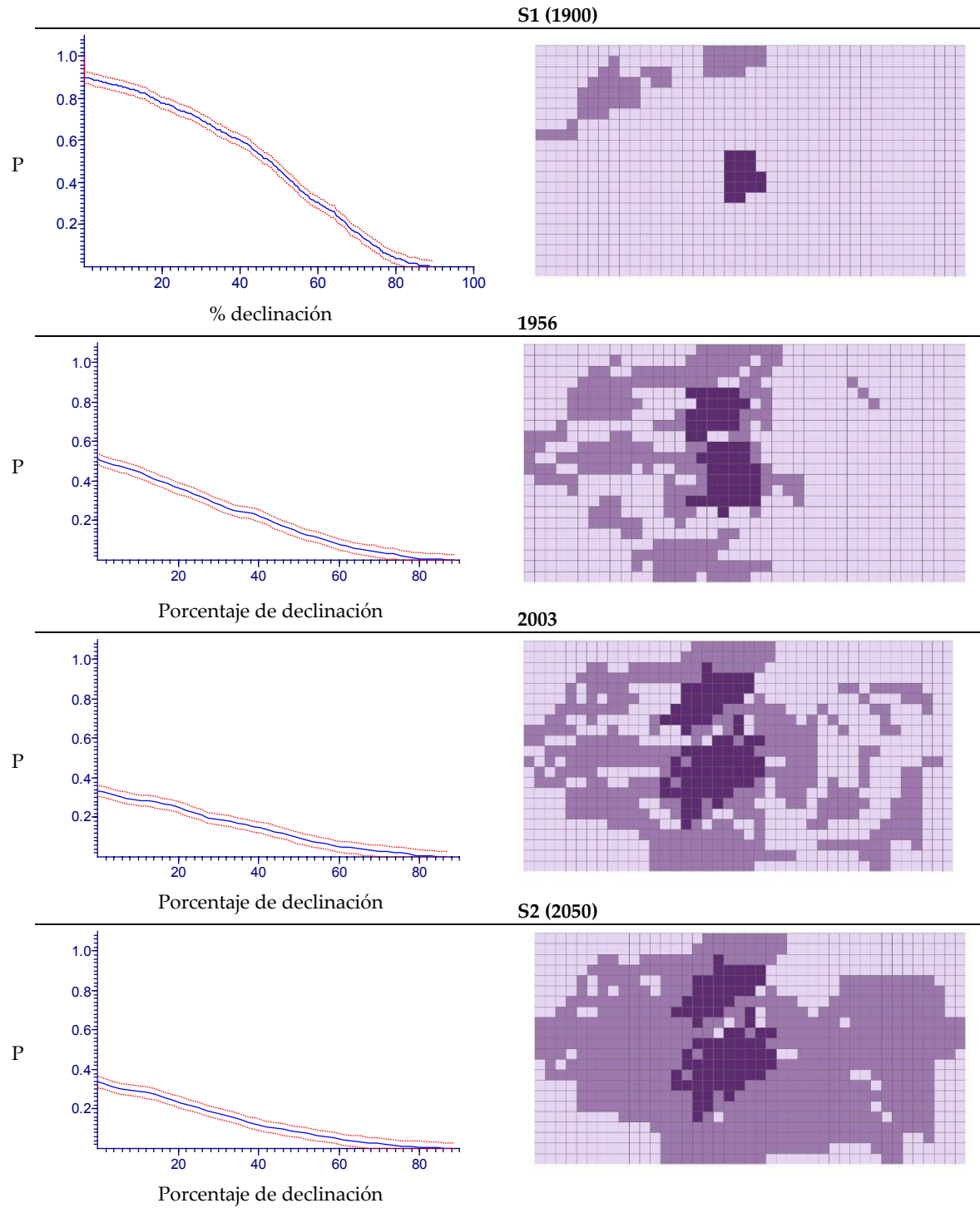


Figura 7-13. Probabilidad de declinación (P) de la población de *Aster pyrenaicus* y estructura espacial de los modelos proyectados según la situación de 1956, 2003, y las simulaciones de máximo aprovechamiento (S1 ó 1950) y máxima naturalidad (S2 ó 2050). La intensidad del color se corresponde con el valor de adecuabilidad de hábitat asignado a cada celda: AH=0 (claro); AH=0.5 (medio) y AH=1 (oscuro).

7.4 Conclusiones y discusión

7.4.1 Distribución y hábitat de *Aster pyrenaicus*

A una escala local, el aislamiento de las unidades de hábitat potencial identificadas (Figura 7-4) permite interpretar un efecto barrera que puede limitar la capacidad de expansión de la planta, y que en el caso de la población estudiada sólo podría superarse a través de mecanismos de dispersión que alcanzaran distancias de 200 metros. Aún superada esta distancia, los bajos valores de conectividad medidos (índice PROX) en la tesela de hábitat de la población estudiada sugieren la existencia de un aislamiento importante del núcleo poblacional de Bulnes, en función de la disponibilidad de hábitat. Considerando la configuración actual del territorio, donde la mayor parte de las áreas no seleccionadas en el modelo de hábitat potencial se corresponden con áreas rocosas calcáreas o matorrales xerófilos (considerados no adecuados para el establecimiento de poblaciones), la capacidad de dispersión actual de la planta, a escala de paisaje, parece muy limitada. La nueva población encontrada en las prospecciones dirigidas se encuentra, por el contrario, en un fragmento de hábitat de mayores dimensiones y menor aislamiento, si bien su tamaño poblacional (500 individuos) es inferior al de la población de Bulnes (con 2500 individuos). A pesar de ello, la mayor parte de las teselas de hábitat potencial identificadas ofrecen un amplio nivel de aislamiento, lo que limita el intercambio reproductivo entre las especies que viven en ellas, especialmente si se trata de plantas especialistas de estos medios, como *Aster pyrenaicus*.

A una escala poblacional, los resultados obtenidos en la extensión de presencia de la planta muestran igualmente síntomas de limitación espacial, como son el alto nivel de agregamiento y el bajo grado de ocupación de las unidades de paisaje consideradas óptimas. Esta limitación podría estar causada por factores intrínsecos (alcance de dispersión de semillas) o extrínsecos (limitaciones ecológicas). Dichas limitaciones coinciden con los estudios de Munzbergová (2004) en que se relaciona el asentamiento de plántulas con la presencia de microhábitats favorables en pastizales calcícolas, indicando limitaciones en la dispersión de *Aster amellus* (vicariante de *Aster pyrenaicus*) a distancias mayores de 100 metros. En el caso de *Aster pyrenaicus*, la disposición espacial de los núcleos poblacionales parece estar relacionada con la ocupación de nuevos nichos (antiguos prados en proceso de abandono), y con una dispersión positivamente relacionada a la pendiente, facilitada por el importante desnivel de la zona. Por otra parte, el núcleo principal de la población ocupa un área donde la vegetación actual (definida como formaciones mixtas, Tabla 7-1) no parece haber sufrido cambios relevantes, dado que se trata de una zona de derrubios y caída de piedras posiblemente sometida a una fragmentación natural. De hecho, y

según fuentes del Parque Nacional, esta área concreta ha sido tradicionalmente utilizada como aprovisionamiento de leña de avellano, debido a la imposibilidad de ser cultivada o segada, lo que permite identificar el núcleo poblacional de mayor densidad (Figura 7-7) como el posible centro de una población fuente-sumidero (Hanski, 1999). Un factor limitante para la dispersión, en el seno de un sistema de estas características, sería la existencia de una vegetación fragmentada y la disponibilidad de una mínima cobertura de árboles y arbustos, ofreciendo microgradientes ambientales basados en la competencia por la luz, factor que, junto a la naturaleza del suelo, constituye el principal elemento relacionado con el asentamiento de plantas de bordes forestales (Gehlhausen, 1990). Las medidas de reclutamiento observadas a escala individual (inferiores a 3 metros), junto al patrón de ocupación contagioso de la población, refleja también una cierta limitación de reclutamiento en las parcelas estudiadas, que puede relacionarse con la disponibilidad de hábitat, tal y como sugiere la distribución de los individuos en el conjunto de dichas parcelas (Figura 7-9).

Si bien la estructura del hábitat está implicada en la distribución espacial de *Aster pyrenaicus* en las tres escalas analizadas, el efecto de cada una de ellas sobre la viabilidad de la población puede ser diferente. Mientras que la escala local afectaría a la dispersión y el intercambio reproductivo entre poblaciones, las escalas poblacional e individual afectarían a la disponibilidad de hábitat y en consecuencia al reclutamiento, afectando igualmente al tamaño poblacional. Ambos aspectos (dispersión y reclutamiento) suelen considerarse entre las principales factores limitantes para la distribución espacial y el tamaño poblacional de plantas vasculares (Munzbergova & Herben, 2005). En el caso de la población estudiada, la fuerte pendiente y la heterogeneidad del hábitat podrían explicar escasas distancias de alcance de las semillas, en función de las turbulencias de aire y el tipo de vegetación circundante, principales factores relacionados con la dispersión de semillas voladoras (Soons, 2006). Sin embargo, la capacidad dispersiva de las semillas anemócoras ofrece numerosas incertidumbres, debido a la dificultad de establecer observaciones o modelos mecánicos (Nathan *et al.*, 2003). En cualquier caso, la estrategia biológica de *Aster pyrenaicus* parece adaptada a los inconvenientes de una limitada capacidad de dispersión de semillas, manteniendo una reproducción eficaz (Guzmán *et al.*, 2000) y elevadas tasas de germinación en tiempos reducidos y bajo cualquier condición de luminosidad (Cambecèdes & Largier, 2006). Estas características coinciden con las propiedades atribuidas a especies oportunistas que buscan ambientes adecuados para su establecimiento y que desarrollan bancos de semillas transitorios (Thompson & Grime, 1979; Grime, 1979; Washitani *et al.*, 1997).

7.4.2 Demografía y viabilidad poblacional

Tanto la estructura poblacional como la matriz de elasticidades obtenida a partir de los datos demográficos muestran la importancia de los individuos de clase 1 y 2 en la evolución demográfica de la población, los cuales representan las etapas pioneras y maduras del ciclo vital, respectivamente. Por otro lado, la distribución uniforme de los individuos en las clases de cobertura definidas (Figura 7-8) avalan la importancia de situaciones mixtas en el hábitat general de especies de bordes forestales, o situaciones de semisombra. Del mismo modo, la reducida tasa de ocupación en las áreas más sombreadas (11.7%) y las bajas tasas de reclutamiento en las áreas con mayor luminosidad (en ningún caso se han detectado individuos a más de 1 metro de distancia de las fuentes de sombra) sugieren la querencia de *Aster pyrenaicus* por dichas situaciones. La situación ecológica favorable en que se encuentran las parcelas estudiadas se refleja también en una tendencia demográfica poblacional positiva ($\lambda > 1$) en cuatro de las cinco transiciones anuales, confirmando así la afinidad de la planta por situaciones de orlas o claros de bosques.

Como consecuencia de la tendencia poblacional estable, el modelo demográfico basado en un periodo de 30 años muestra una probabilidad de declinación relativamente baja (<40%). Del mismo modo, aplicando el criterio E de amenaza de UICN (2001), la probabilidad de declinación para un periodo de 100 años (<10%) implicaría una valoración de “no amenazada” de la población, la cual contrasta con la categoría actual de “En peligro crítico”, basada principalmente en la rareza de la planta. Sin embargo, la aplicación del modelo de viabilidad poblacional (AVP) para la toma de decisiones sobre la conservación de la planta debería considerar el grado de incertidumbre asociado a la recolección y tratamiento de los datos, así como las asunciones tomadas para la construcción del modelo (Akçakaya, 2003; Burgman, 2004). La principal asunción del modelo realizado se basó en la decisión sobre las fases del ciclo vital, desestimando la existencia de un banco de semillas permanente, e incluyendo una fase de dormición de rizomas de un año de duración. Dicha asunción puede considerarse acertada, mientras no existan nuevos datos, considerando que los bancos de semillas transitorios son una característica típica de plantas herbáceas perennes de pastizales seminaturales calcícolas y que afecta a muchas de las plantas que comparten nicho con *Aster pyrenaicus*, como *Laserpitium latifolium*, *Vicia cracca* o *Agrimonia eupatoria* (Lindborg, 2007). Los procesos de dormición detectados pueden, además, identificarse con plantas del mismo tipo biológico de *Aster pyrenaicus*, si bien los periodos de dormición de hemicriptófitos son poco conocidos, salvo en el caso de orquídeas, para las cuales suelen considerarse dormiciones de entre 2 y 3 años (Pfeifer *et al.*, 2006; Shefferson *et al.*, 2001; Shefferson & Tali, 2007).

Considerando como válidas ambas asunciones, la proyección demográfica se ve principalmente afectada por la estructura poblacional de fases vitales, extrapolada de las parcelas de seguimiento a la población completa (214 y 2500 individuos, respectivamente). Esta asunción limita la interpretación de los modelos en términos absolutos de probabilidad de extinción o declinación de la población, si bien no invalida la interpretación de los cambios de uso del territorio sobre una misma tendencia poblacional. De manera adicional, la variabilidad ambiental observada durante los seis años de seguimiento, con diferentes secuencias de sequía e intensidad de herbivorismo, permite asignar una cierta coherencia a los datos disponibles, los cuales superan el periodo mínimo de 3 ó 4 años considerado necesario para este tipo de estudios (Pfeifer *et al.*, 2006).

7.4.3 Efectos de la transformación del paisaje

Los modelos demográficos pueden ser utilizados como referencia para la toma de decisiones de conservación, o como método exploratorio o adaptativo (Akçakaya, 2003; Burgman, 2004), dado que los análisis de viabilidad poblacional de plantas ofrecen su principal aplicación en la valoración relativa de diferentes escenarios. En el presente trabajo se ha podido relacionar los efectos de la disponibilidad de hábitat en un fragmento o tesela de paisaje, donde la planta obtiene una adecuada situación ecológica, directamente relacionada con la capacidad de carga de la población, como se deduce de los diferentes escenarios proyectados (Figura 7-13). Si bien la aplicación de las condiciones demográficas medidas durante el periodo 2001/2006 ofrece limitaciones de interpretación para otros periodos temporales, se ha podido evaluar el efecto relativo de diferentes configuraciones del paisaje sobre la población de Bulnes.

La importancia de comprender la modificación histórica del paisaje se basa en su relación directa con la viabilidad y ocupación de poblaciones de plantas (Münzbergová *et al.*, 2005). Una de las principales teorías consideradas en este aspecto es la denominada “deuda de extinción” (*extinction debt*), según la cual la configuración histórica del paisaje (distancia y conectividad entre teselas) está directamente relacionada con la distribución actual de poblaciones (Tilman *et al.*, 1994). Esta teoría sirve de base para explicar la distribución actual de plantas en paisajes fragmentados, como hipótesis alternativa a la capacidad de dispersión de semillas en tiempos relativamente cortos (Lindborg & Eriksson, 2004; Herben *et al.*, 2006). La distribución del área de ocupación actual de *Aster pyrenaicus* y la situación de refugio del núcleo poblacional principal en un momento histórico de máxima utilización del territorio, apunta a una situación que puede ser explicada según el modelo de deuda de extinción. De este modo, la población fuente podría haberse

mantenido en el área ocupada por el núcleo poblacional principal, en un momento de aprovechamiento intensivo del territorio (simulado por el escenario S1 ó 1900), actuando como una población refugiada en hábitats adecuados, en espera de un momento adecuado de dispersión, favorecido por su condición de especie oportunista. En el momento actual, la población de *Aster pyrenaeus* no parece diferir de una situación de máxima naturalidad, según los resultados ofrecidos en los modelos 2003 y S2 (2050). Siguiendo esta hipótesis de refugio de la población de Bulnes, en el momento actual no existen signos que permitan definir un riesgo de extinción local basado en amenazas recientes, como única alternativa a la explicación de la deuda de extinción (Adriaens *et al.*, 2006, Cousins *et al.*, 2007).

7.4.4 Conclusiones finales

Las principales conclusiones de este estudio pueden resumirse en tres puntos: (1) la distribución de *Aster pyrenaeus* presenta altos niveles de fragmentación de hábitat a diferentes escalas; (2) la población de Bulnes muestra síntomas de encontrarse en un momento de estabilidad y potencial expansión demográfica en la tesela de paisaje en que se ubica, aunque limitada espacialmente para su expansión a otras teselas de hábitat potencial; y (3) la tendencia poblacional actual estable se puede interpretar como una adaptación a una estructura de hábitat favorable, derivada del abandono de los usos tradicionales del territorio y el aumento de situaciones de semisombra.

A pesar de que los efectos derivados de la fragmentación figuran entre las principales causas de amenaza en poblaciones de plantas (Brigham, 2003), éstos pueden variar en función de la escala de fragmentación, lo que debe ser tenido en cuenta para la elaboración de planes de gestión que permitan mantener en óptimas condiciones las poblaciones de *Aster pyrenaeus*. Los paisajes de montaña son, por definición, susceptibles de presentar una alta frecuencia de espacios fragmentados ricos en los denominados bordes recientes (*created edges*) (Harper *et al.*, 2005), sean de origen natural (por causas geomorfológicas, climáticas, etc.) o artificial (actividades agrícolas y ganaderas, etc.). Es en estas situaciones donde algunas especies encuentran su óptimo, actuando como oportunistas, en el caso de plantas de orlas forestales ocupando áreas intersticiales o claros. De hecho, los pastizales calcáreos seminaturales suelen mostrar una elevada diversidad en especies adaptadas a medios fragmentados a escala de paisaje (Honnay *et al.*, 2006). En el caso de *Aster pyrenaeus*, la conservación de las poblaciones requiere de medios fragmentados y heterogéneos a escala de paisaje y poblacional, lo que supone una situación similar a otras plantas raras o amenazadas que requieren de un estado de fragmentación natural o seminatural (Andrieu *et al.*, 2007).

Los resultados del presente estudio apuntan hacia la necesidad de plantas de orlas por disponer de situaciones ecológicas naturales de fragmentación, las cuales se pueden ver favorecidas o limitadas en función del impacto sobre el territorio. De este modo, la principal medida para la conservación de la especie pasaría por mantener la estructura actual de hábitat, al menos a corto o medio plazo. Por otro lado, considerando la importancia de paisajes fragmentados para la viabilidad de *Aster pyrenaicus* y una posible limitación de su capacidad de dispersión, el mantenimiento de estas zonas resulta de especial interés en las áreas más próximas a la ocupación actual de la planta. Además, la dinámica natural reciente favorecería la expansión de la planta a medio plazo, siempre que no se ejecutaran acciones de homogeneización de la extensión de presencia de la población (recuperación de prados de siega, concentración parcelaria para usos ganaderos, etc.).

En cualquier caso, la incógnita más relevante sobre la distribución futura de la planta radica en su respuesta a una condición de máxima naturalidad dominada por bosques mixtos, situación para la cual el escenario de máxima naturalidad (S2 ó 2050) no puede considerarse como representativo. A pesar de que *Aster pyrenaicus* debería haber coexistido con situaciones dominadas por bosques, el grado de aislamiento de hábitats favorables debería haber sido mucho menor al actual, favoreciendo el intercambio genético entre poblaciones. En la presente situación, la elevada diversidad genética medida en la población de Bulnes (Cambedes & Largier, 2006) implica la capacidad de mantener una cierta viabilidad evolutiva en un paisaje aislado, lo que resulta coherente con respuestas conocidas de plantas raras frente a la fragmentación (Honnay & Jacquemyn, 2007), considerando procesos esporádicos de intercambio genético.

Entre los principales riesgos potenciales de la población estudiada, debe considerarse la posible limitación en el reclutamiento, derivada de la disponibilidad de nichos, factores implicados en la propia pervivencia de las comunidades herbáceas de bordes forestales o afines a ellas (Van Gils & Kovács, 1976). En este sentido, una estrategia útil para verificar la viabilidad de las poblaciones de *Aster pyrenaicus* es realizar seguimientos periódicos que impliquen medidas de ocupación de la planta en relación con la evolución del hábitat, así como estudios que permitan valorar el efecto ecológico de situaciones de bosques cerrados y poco fragmentados. De este modo no serían necesarias acciones de conservación específicas a corto plazo, dejando abierta la posibilidad de realizar una gestión adaptativa en función de la evolución observada. Estos procedimientos serían aplicables igualmente a otras especies de interés para la conservación propias de hábitats de bordes forestales, donde la relación con la estructura o dinámica del hábitat podría variar. La necesidad de refugio de especies típicas de pastizales calcícolas, en función de

gradientes geográficos, es un factor conocido en comunidades herbáceas calcícolas de bordes forestales (Valachovic, 2004), en las cuales suele considerarse la necesidad de un mínimo manejo del territorio para su conservación (Muller, 2002).

Agradecimientos

El seguimiento poblacional de *Aster pyrenaicus* forma parte de los estudios demográficos del proyecto AFA (Atlas de Flora Amenazada de España) subvencionado por el Ministerio de Medio Ambiente y coordinado por Tragsa. Muchas personas han colaborado en el muestreo anual de la población, durante los seis años de seguimiento, y sin las cuales éste no hubiera sido posible, en especial Álvaro Bueno, J. Ignacio Alonso Felpeche, José María Díez Díaz, Lucía de Soto Suárez, Amparo Mora, Leticia Fernández, Sara G. Robinson, Manuel Rosado Gordón y Eduardo Cires Rodríguez. En el resto de los trabajos de campo, así como en la aportación de ideas y consejos para el desarrollo del trabajo y el análisis de datos, quisiera agradecer la aportación de Luis Villar, Jocelyne Cambecedes, Gerard Largier y José María Iriondo.

Referencias bibliográficas

- Adriaens, D., Honnay, O. & Hermya, M. (2006). No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biological Conservation*, 133(2): 212-224.
- Akçakaya H.R. & Sjögren-Gulve, P. (2000). Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins*, 48: 9-21.
- Akçakaya, H.R., Radeloff, V.C., Miladenoff, D.J. & He, H.S. (2003). Integrating landscape and metapopulation modelling approaches: Viability of the Sharp-Tailed Grouse in a dynamic landscape. *Conservation Biology*, 18(2): 526-537
- Akçakaya, H.R., Franklin, J., Syphard, A.D. & Stephenson, J.R. (2005). Viability of bell's sage sparrow (*Amphispiza belli* subsp. *belli*): altered fire regimes. *Ecological Applications*, 15(2): 521-531
- Akçakaya, H.R. (2000). Viability analyses with habitat-based metapopulation models. *Population Ecology*, 42: 45-53
- Akçakaya, H.R. (2002). RAMAS GIS: Linking Landscape Data With Population Viability Analysis (version 5.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York. www.ramas.com
- Albert, M.J., Bañares, A., Escudero, A., Iriondo, J.M., de la Cruz, M., Domínguez, F., García, M.B., Marrero, M., Moreno, J.C., Sainz, H. & Torres, E. (2001). Manual de Metodología del Atlas de Flora Amenazada. Ministerio de Medio Ambiente, España. (inédito).
- Andrieu, E., Thompson, J. D. & Debussche, M. (2007). The impact of forest spread on a marginal population of a protected peony (*Paeonia officinalis* L): the importance of conserving the habitat mosaic. *Biodiversity and Conservation*, 16(3): 643-658.
- Backman, J.P.C. & Tiainen, J. (2002). Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (Hymenoptera: *Bombus* and *Psithyrus*). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89(1-2): 53-68.
- 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.

- Bergin, T.M., Best, L.B., Freemark, K.E. y Koehler, K.J. (2000). Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. *Landscape Ecology*, 15: 131-143.
- Bergman, K-O. & Kindvall, O. (2004). Population viability analysis of the butterfly *Lopinga achine* in a changing landscape in Sweden. *Ecography*, 27: 49-58.
- Braun-Blanquet, J (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume Ed.
- Brigham, C.A. (2003). Population viability in plants: Conservation, management and modeling of rare plants. *Ecological studies*, 165. 362pp.
- Brys, R., Jacquemyn, H., Endels, P., de Blust, G. & Hermy, M. (2005). Effect of Habitat Deterioration on Population Dynamics and Extinction Risks in a Previously Common Perennial. *Conservation Biology*, 19(5): 1633-1643.
- Bueno, A. (2002). Cartografía Temática Ambiental del Principado de Asturias, Hoja 56-3 (Vegetación). INDUROT.
- Burgman, M.A. (2004). Strategies for plant population Viability Anlysis: an overview. In: Akçakaya, H.R., Burgman, M.A., Kindvall, O., Wood, C.C., Sjögren-Gulve, P., Hatfield, J.S. & McCarthy, A. - eds-. *Species Conservation and Management. Case studies*. Oxford University Press. 533 pp.
- Cambecèdes, J. & Largier, G. (2006). Plan de restauration national de l'Aster des pyrénées (*Aster pyrenaicus* DC.) Recueil des connaissances. Conservatoire botanique pyrénéen. (Rapport confidentiel).
- Caswell, H. (1989). *Matrix population models*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Cernusca, A., Bahn, M., Chemini, C., Graber, W., Siegwolf, R., Tappeiner, U. & Tenhunen, J. (1998). ECOMONT: a combined approach of field measurements and process-based modelling for assessing effects of land-use changes in mountain landscapes. *Ecological Modelling*, 113: 167-178.
- Coulson, T., Mace, G.M., Hudson E. & Possingham, H. (2001). The use and abuse of Population Viability Analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 (5): 219-221.
- Cousins, A.O. & Lindborg, R. (2004). Assessing changes in plant distribution patterns - indicator species versus plant functional types. *Ecological Indicators*, 4:17-27.
- Cousins, A.O., Ohlson, H. & Eriksson, O. (2007). Effects of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. *Landscape Ecology*, 22(5): 723-730.
- Czarneka, J. (2004). Seed longevity and recruitment of seedlings in xerothermic grassland. *Polish Journal of ecology*, 52(4): 505-521.
- Dixon, K.R. & Chapman, J.A. (1980). Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology*, 61(5): 1040-1044.
- Fenner, M. & Thompson, K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology & Biogeography*, 16(3): 265-280.
- Fletcher, R.J. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74: 342-352.
- GAIA (2007). The Future of the Swiss Alps: A Participatory Sustainability Assessment of Agricultural and Landscape Scenarios. *GAIA- Ecological Perspectives for Science and Society*, 16 (2): 122-129.
- Gehlhausen, S.M., Schwartz, M.W. & Augspurger, C.K. (2000). Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, 147: 21-35.
- Gregg, K.B. & Kéry, M. (2006). Comparison of size vs. life-state classification in demographic models for the terrestrial orchid *Cleistes bifaria*. *Biological conservation*, 129: 50-58.
- Grime, J. P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, New York.

- Gustafson, E.J. & Parker, G.R. (1992). Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology*, 7:101-110.
- Gutzwiller, K.J. -ed.- (2002). *Applying landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-Verlag, New York.
- Guzmán, D., Largier, G. & Villar, L. (2000). Estudio de la estructura y dinámica de las poblaciones de *Aster pyrenaicus* Desf. ex DC. en los valles de Aspe y Ossau (Francia).
- Guzmán, D., Largier, G., Villar, L. & Valadón, A. (2003). Caracterisation ecologique et etude perliminaire d'une population d'Aster des Pyrenees (*Aster pyrenaicus* DC.) en Vallee D'ossau (Pyrenèes, France). *Acta Botànica Barcinonensia*, 49: 95-107. Barcelona.
- Hanski, I.A. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. New York. 313 pp.
- Harper, K.A., Macdonal S. E., Burton, P.J., Chen, J., Brosofske, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S. & Esseen, P-A. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19(3):768-782.
- Hendrickx, F., Van Wingerden, M., Walter, J-P.; Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S; Augenstein, I; Billeter, R; Bailey, D; Bukacek, R; Burel, F; Diekötter, T; Dirksen, J; Herzog, F., Liira, J; Roubalova, M; Vandomme V. & Bugter, R. (2007). How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(2): 340-351.
- Heppell S. H., Caswell L. B. & Crowder. (2000). Life histories and elasticity patterns: perturbation analysis for species with minimal demographic data. *Ecology*, 81: 654-665.
- Herben, T., Münzbergová, Z., Mildén, M., Ehrlén, J., Cousins, S. & Eriksson, O. (2006). Long-term spatial dynamics of *Succisa pratensis* in a changing rural landscape: Linking dynamical modelling with historical maps. *Journal of Ecology*, 94(1): 131-143.
- Honnay, O. & Jacquemyn, H. (2007). Susceptibility of Common and Rare Plant Species to the Genetic Consequences of Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*, 21(3): 823-831.
- Honnay, O., Adriaens, D., Coart, E., Jacquemyn, H. & Roldan-Ruiz, I. (2007). Genetic diversity within and between remnant populations of the endangered calcareous grassland plant *Globularia bisnagarica* L. *Conservation Genetics*, 8(2): 293-303.
- Hooge, P.N. & Eichenlaub, B. (1997). *Animal movement extension for arcview*, ver. 1.1. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.
- Isselstein, J., Jeangros, B. & Pavlu, V. (2005). Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe - A review. *Agronomy Research*, 3(2): 139-151.
- Jiménez-Alfaro, B. (2004). Conservación de Flora Amenazada. *Aster pyrenaicus* y *Centaurium somedanum*. Seminario de investigación. Universidad de Oviedo.
- Jiménez-Alfaro, B., Bueno Sánchez, A., Fernández Prieto, J.A. et alonso Felpete, I. (2004). *Aster pyrenaicus*. In: Bañares, Á., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J.C. & Ortiz, S. Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Jiménez-Alfaro G., B., Bueno S., A. & Fernández Prieto, J.A. (2005). Ecología y hábitat potencial de las poblaciones cantábricas de *Aster pyrenaicus* D.C. (Asteraceae). *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 141(2): 203-208.
- Jules, E.S. & Rathcke, B.J. (1999). Mechanisms of Reduced Trillium Recruitment along Edges of Old-Growth Forest Fragments. *Conservation Biology*, 13(4): 784-793.
- Lastra, J.J. (2003). Datos florísticos cantábricos. *Boletín de ciencias de la Naturaleza RIDEA*, 48: 80-82.
- Lennartson, T. & Oostermeijer, J.G.B. (2001). Demographic variation and population viability in *Gentianella campestris*: effects of grassland management and environmental stochasticity. *Journal of Ecology*, 89: 451-463.

- Lindborg, R. & Eriksson, O. (2004). Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85(7): 1840-1845.
- Lindborg, R. (2007). Evaluating the distribution of plant life-history traits in relation to current and historical landscape configurations. *Ecology*, 95: 555-564.
- Linkie, M., Chapron, G., Martyr, D.J., Holden, J. & Leader-williams, N. (2006). Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology*, 43:576-586.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- Menges, E.S. & Gordon, D.R. (1996). Three levels of monitoring intensity for rare plants species. *Natural Areas Journal*, 16: 227-237.
- Menges, E.S. (2000). Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 51-56.
- Menges, E.S. (2000b). Applications of population viability analyses in plant conservation. *Ecological Bulletin*, 48: 73-84.
- Morris, W. F. & Doak, D. F. (2002) *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer, MA.
- Muller, S. (2002). Diversity of management practices required to ensure conservation of rare and locally threatened plant species in grasslands: a case study at a regional scale (Lorraine, France). *Biodiversity and Conservation*, 11: 1173-1184
- Munzbergová, Z. & Herben, T. (2005). Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Oecologia*, 145: 1-8.
- Münzbergová, Z., Mildén, M., Ehrlen, J. & Herben, T. (2005). Population Viability and reintroduction strategies: a spatially explicit landscape-level approach. *Ecological applications*, 15(4): 1377-1386.
- Münzbergová, Z. (2004). Effect of spatial scale on factors limiting species distributions in dry grassland fragments. *Journal of Ecology*, 92: 854-867.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 58.
- Obioh, G.I.B. (nee G.U. Ahuama). & Isichei, A.O. (2007). A population viability analysis of serendipity berry (*Dioscoreophyllum cumminsii*) in a semi-deciduous forest in Nigeria. *Ecological modelling*, 201: 558-562.
- Olivier, L., Galland, J-P., Maurin, H. & Roux, J.-P. -eds-. (1995). *Livre Rouge de la Flore menacée de France. Tome I: Espèces prioritaires. Collection Patrimoines naturels. Volume 20. C.B.N de Porquerolles, M.N.H.N., Ministère de l'Environnement, Paris. 486 pp.*
- Olsson, E.G.A., Austrheim, G. & Grenne, S.N. (2000). Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. *Landscape. Ecology*, 15(2): 155-170.
- Pfeifer, M., Wiegand, K., Heinrich, W. & Jetschke, G. (2006). Long-term demographic fluctuations in an orchid species driven by weather: implications for conservation planning. *Journal of Applied Ecology*, 43: 313-324.
- Pullin, A. (2002). *Conservation biology*. Cambridge University Press. 358 pp.
- Reed, J.M., Mills, L.S., Dunning, J.B., Menges, E.S., McKelvey, K.S., Frye, R., Beissinger, S.R., Anstett, M-C. & Miller, P. (2002). Emerging Issues in Population Viability Analysis *Conservation Biology*, 16(1): 7-19.
- Rosenberg, M.S. (2004). *PASSAGE. Pattern analysis, Spatial statistics and geographic exegensis (V 1.1, release 3.4)*.
- Ruíz Prieto, E., Obeso Díez, C. & Gómez Casares, G. (2006). Población de *Aster pyrenaicus*. Informe 12/09 de los Guías de Tragsa (Cantabria) al Parque Nacional Picos de Europa (6 de septiembre de 2006).

- Sarlov-Herlin, I. (2001). Approaches to forest edges as dynamics structures and functional concepts. *Landscape Research*, 26: 27-43.
- Shefferson, R.P. & Tali, K. (2007). Dormancy is associated with decreased adult survival in the burnt orchid, *Neotinea ustulata*. *Journal of Ecology*, 95: 217-225.
- Shefferson, R.P., Sandercock, B., Proper, J. & Beissinger, S.R. (2001). Estimating dormancy and survival of a rare herbaceous perennial using mark-recapture models. *Ecology*, 82(1): 145-156.
- SIGPAC (2003). Sistema de Información Geográfica de la PAC. www.sigpac.es
- Smith-Gill, S.J. (1975). Cytophysiological basis of disruptive pigmentary patterns in the leopard frog *Rana pipiens*, II. Wild type and mutant cell specific patterns. *Journal of Morphology*, 146: 35-54.
- 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.
- Stoms, D.M., Davis, F.W. & Cogan, C.B. (1992). Sensitivity of wildlife habitat models to uncertainties in GIS data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 58: 843-850.
- Thompson, K. & Grime, J.P. (1979). Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology*, 67: 893-921.
- Tilman D, May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371: 65-66.
- Tomimatsu, H. & Ohara, M. (2004). Edge effects on recruitment of *Trillium camschatcense* in small forest fragments. *Biological Conservation*, 117(5): 509-519.
- UICN (2001). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Valachovié, M. (2004). Syntaxonomy of the fringe vegetation in slovakia in relation to surrounding areas - preliminary classification. *Hacquetia*, 3(1): 9-25.
- Van Gils, H. & Kovács, A.J. (1977). *Geranium sanguinei* communities in Trans. *Plant Ecology*, 33(2-3).
- Walters, S. (2007). Modeling scale-dependent landscape pattern, dispersal, and connectivity from the perspective of the organism. *Landscape Ecology*, 22(6): 867-881.
- Washitani, I., Takenaka, A., Kuramoto, N. & Inoue, K. (1997). *Aster kantoensis* Kitam., an endangered flood plain endemic plant in Japan: its ability to form persistent soil seed banks. *Biological Conservation*, 82: 67-72.
- Wiens, J.A., Crawford, C.S. & Gosz, J.R. (1985). Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*, 45: 421-427.

Capítulo 8 ■ **Diversidad y conservación de fuentes carbonatadas: valoración a través de una planta indicadora, *Centaurium somedanum***
M.Laínz

- **Objetivos:** Evaluar la diversidad y estado de conservación de hábitats ligados a fuentes carbonatadas en un territorio de la Cordillera Cantábrica, mediante el estudio de *Centaurium somedanum*, una especie amenazada asociada a estos medios.
- **Metodología:** Se revisó la distribución histórica y actual de *Centaurium somedanum*, mediante el muestreo sistemático de las localidades donde había sido citada la planta, evaluando el tamaño poblacional y la dispersión geográfica de las poblaciones mediante un SIG. Se caracterizó la variabilidad florística (plantas vasculares y briófitos) de las comunidades vegetales en que vive la planta, utilizando análisis multivariante (DCA y TWINSpan) e incorporando las comunidades de fuentes carbonatadas más afines descritas en la Cordillera Cantábrica. Finalmente se valoró la diversidad e interés para la conservación de los principales grupos de vegetación establecidos.
- **Resultados:** La distribución actual de *Centaurium somedanum* se ha visto reducida en su extensión de presencia en un periodo de c. 20 años. Se ha podido confirmar la existencia de al menos 14 poblaciones, distribuidas en un área de 134 km², entre los 700 y 1700 m de altitud. Las comunidades vegetales en que vive la planta muestran un gradiente de variabilidad florística cuyos extremos pueden relacionarse con comunidades típicas de tobas calcáreas (*Adiantion*) y turberas planas neutrobásófilas (*Caricion davallianae*). Los hábitats relacionados con *Caricion davallianae* mostraron unos valores de diversidad significativamente más altos (riqueza florística, número de plantas vasculares e índice de Shannon), así como un mayor número de plantas de interés para la conservación, si bien los hábitats de *Adiantion* denotan una especial reducción de su área de distribución, producida por la construcción de infraestructuras de comunicación.
- **Principales conclusiones:** La idoneidad de *C. somedanum* como planta indicadora se atribuye a su afinidad con fuentes carbonatadas. A partir de los datos recopilados en el área de distribución de la planta, se ha podido interpretar la variabilidad de comunidades ligadas a estos medios en la Cordillera Cantábrica. Los resultados obtenidos permiten concluir la utilidad de especies amenazadas que además pueden servir como indicadores ecológicos, como herramienta para el desarrollo de acciones de conservación integradas de especies y ecosistemas, facilitando la identificación de especies bandera o simbólicas para la conservación, y permitiendo establecer pautas de gestión adecuadas para el mantenimiento de estos hábitats.

8.1 Introducción

Las fuentes carbonatadas (*calcareous springs* o *alkaline springs*) dan origen a ecosistemas raros, especializados y sensibles, que en la mayor parte de las montañas europeas se identifican como hábitats amenazados (Devillers *et al.*, 2001). Del mismo modo, la singularidad ecológica de estos medios hace que los organismos que viven en ellos (plantas vasculares, briófitos, algas, invertebrados, etc.) presenten una alta proporción de especies raras y/o amenazadas (Pentecost, 2005; Hájek, 2005). Entre las principales causas de degradación de estos hábitats figura la alteración del régimen hídrico y los cambios en el uso del territorio (Grootjans *et al.*, 2006), si bien también se han reconocido amenazas relacionadas con la fragmentación geográfica y la pérdida de diversidad genética de las plantas estructurales más comunes de estos ecosistemas (Hooftman *et al.*, 2004).

Debido a su importante biomasa relativa y a su función estructural, el componente florístico de estos medios (plantas vasculares y briófitos) es el más utilizado para su caracterización, sirviendo como especies o grupos de especies diagnósticas de los diferentes eco-grupos reconocidos en los complejos de humedales y turberas (Nakamura *et al.*, 2002; Miserere *et al.*, 2003; Poulícková *et al.*, 2005). El componente florístico de los ecosistemas relacionados con fuentes carbonatadas puede ser utilizado, además, como indicador para la valoración de su estado de conservación, mediante el seguimiento periódico de especies indicadoras (Gualmini, 2000) o el estudio comparado de las comunidades vegetales que viven en estos medios y el efecto de los factores que los amenazan (Stammel *et al.*, 2003; Diemer *et al.*, 2001).

En la Cordillera Cantábrica, las fuentes carbonatadas y los ecosistemas que de ellas dependen, principalmente turberas planas eútrofas, albergan un importante número de plantas vasculares de interés para la conservación, incluyendo plantas endémicas (por ej., *Juncus balticus* subsp. *cantabricus*, *Salix hastata* subsp. *picoeuropeana*), plantas raras que representan el límite occidental de distribución europea (por ej., *Carex davalliana*, *Primula farinosa*) o plantas amenazadas (por ej., *Triglochin palustre*, *Cochlearia pyrenaica*). Debido a la especialización ecológica de la flora de estos medios y la reducida extensión que suelen ocupar, la definición de un enfoque de conservación dirigido al ecosistema (Noss, 1996) parece una solución adecuada para la elaboración de estrategias de conservación, si bien la falta de conocimiento sobre la distribución y diversidad de estos medios limita la aplicación de esta perspectiva en el territorio. Sin embargo, el interés para la conservación de algunas especies ligadas a estos medios, incluidas en listas rojas nacionales o en los catálogos de protección vigentes, hace que deban considerarse mecanismos de estudio que tomen

en consideración el estado de conservación de estas plantas, en relación con la distribución, rareza y conservación de sus hábitats.

Entre las principales herramientas para la definición de medidas de conservación *in situ*, la aplicación de indicadores ecológicos puede resultar eficaz, a través de parámetros relacionados con el estatus de conservación de la diversidad biológica, las amenazas a la biodiversidad o la integridad de los ecosistemas (CBD, 1992). Sin embargo, la utilización de indicadores ecológicos requiere de unas pautas determinadas de selección, en relación con los objetivos o la información que de ellos se pretende obtener (Wardrop *et al.*, 2007). Además, pueden utilizarse grupos biológicos muy diversos, en función de la afinidad ecológica y su relación con el estado actual o evolución histórica de los ecosistemas de interés (Hilty & Merenlender, 2000; Bouyera *et al.*, 2007).

En este trabajo se evalúa la utilización de una especie indicadora para el estudio de ecosistemas ligados a fuentes carbonatadas en la Cordillera Cantábrica. Para ello se ha seleccionado una planta endémica y amenazada de la Cordillera Cantábrica (*Centaureum somedanum*) que puede ser considerada como especie característica de hábitats relacionados con fuentes o surgencias carbonatadas (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005). El principal objetivo del trabajo es evaluar la diversidad y estado de conservación de las fuentes carbonatadas en el ámbito de la Cordillera Cantábrica, mediante el muestreo sistemático de *Centaureum somedanum*, como planta indicadora de estos hábitats, analizando: (1) la distribución histórica y real de *C. somedanum* (2) la variabilidad de las comunidades vegetales en que vive; y (3) la riqueza florística y el interés de conservación de los principales grupos de vegetación relacionados con estos hábitats.

Descripción del taxon de estudio

Centaureum somedanum M.Laínz (*in Bol. Ins. Est. Ast., ser. C, 22: 32; 1976*) es una planta perenne de la familia GENTIANACEAE, de 3-10 cm de altura, cuyo ciclo vital se corresponde con el de un caméfito de ciclo corto, con una vida media estimada de entre 3 y 6 años, y que forma rosetas con un tamaño de 2-4 (6) cm de diámetro, ramificadas mediante extensiones laterales (Jiménez-Alfaro, 2004). *Centaureum somedanum* es una planta monoica, con (1) 2-4 (15) flores hermafroditas dispuestas en corimbo y corola rosado-púrpura. Si bien no existen datos precisos sobre la biología reproductiva de la planta, es posible que existan procesos de autogamia y de polinización cruzada mediante insectos, tal y como sucede en gran parte de las especies del género *Centaureum*. El fruto es una cápsula septicida, que madura entre julio y agosto, alrededor de un mes después de la floración. Las semillas de *C. somedanum* presentan un color pardo oscuro en la madurez, son lisas y no superan

los 0,02 mm de diámetro. El número medio de semillas por cápsula es de 105,29 (dev. est. = 47,98), según datos propios obtenidos a partir de 27 frutos recolectados en cuatro poblaciones. La morfología de las semillas no permite deducir la existencia de mecanismos específicos de dispersión, salvo de tipo gravitacional (*barocoria*) y el posible arrastre por el agua, favorecido por su morfología y reducido tamaño. Se han observado indicios de reproducción vegetativa por acodos en las ramas basales, por lo que no puede descartarse la reproducción asexual como medio alternativo de dispersión, en algunos de los medios en que vive la planta.

El género *Centaurium* Hill. incluye un número aproximado de 200 especies, con dos centros de distribución principales, en la cuenca mediterránea y el oeste de América central (Zeltner, 1970). Recientemente, Mansion (2004) ha propuesto la división del género en dos ramas diferenciadas: *Centaurium* Hill., de distribución mediterránea, y *Zeltneria* Mansion, en el nuevo mundo. Las secciones euroasiáticas de *Centaurium* s.l. comprenden especies diploides y tetraploides, las primeras confinadas a áreas de distribución más restringidas, y ricas en plantas endémicas, especialmente en la Península Ibérica (Zeltner, 1970; Mansion & Struwe, 2004). *C. somedanum* está considerado como una estirpe posiblemente aloploide ($2n=4x=40$) relacionada con el grupo de *C. littorale* y con *C. chloodes* (Mansion *et al.*, 2005). La afinidad morfológica de la planta con éste último taxon llevó a Romero (1977) a sistematizarla como *C. chloodes* (Brot.) subsp. *somedanum* (M.Laínz) Romero. El grupo de *C. littorale* se caracteriza por su carácter perenne y una afinidad ecológica ligada, en todos los casos, a medios halófilos costeros o interiores. La distribución de *C. somedanum* se reduce a la zona centro-occidental de la Cordillera Cantábrica (sector Ubiñense-Picoeuropeo), área situada entre las provincias de León y Asturias, donde dominan los sustratos de origen calcáreo. Su distribución local está directamente relacionada con fuentes carbonatadas originadas por diferentes causas geomorfológicas, con la presencia de altas concentraciones de precipitados de calcio y niveles de pH próximos a 8 (Jiménez-Alfaro, 2004). La planta ha sido asignada fitosociológicamente a diferentes comunidades vegetales implicadas en estos hábitats: *Caricion davallianae* Br.-Bl. 1949 (Romero, 1977); *Adiantion capilli-veneris* Br. Bl. y *Cratoneurion commutati* Koch 1928 (Fernández Prieto, 1978) y *Adiantion capilli-veneris* Br.-Bl. ex Horvatic 1934 (Díaz González *et al.*, 2003).

C. somedanum constituye una de las prioridades de conservación de la Cordillera Cantábrica, incluida en la lista roja española (VVAA, 2000) bajo la categoría de Vulnerable y como taxon prioritario en la Directiva Hábitats (Anexo II, Directiva 92/43/CEE). La planta está además protegida en todo su área de distribución, al estar incluida en los catálogos regionales del Principado de Asturias (Decreto 65/95, como *sensible a la alteración del hábitat*) y Castilla y León (Decreto 63/07, como *vulnerable*).

8.2 Metodología

8.2.1 Obtención de datos

Visita de localidades

La revisión de la distribución de la planta se realizó mediante la recopilación de información corológica disponible en datos bibliográficos, pliegos de herbario y comunicaciones personales. Todas las citas recogidas fueron incorporadas a una base de datos, y ligadas a un Sistema de Información Geográfica (SIG), con el fin de obtener un mapa de la distribución histórica de *C. somedanum*, el cual fue utilizado para la planificación de los estudios de campo. Las poblaciones de *C. somedanum* fueron estudiadas siguiendo una metodología de “aproximación rápida” (Marrero *et al.*, 2003), propuesta para realizar “estudios básicos” (Bañares *et al.*, 2003) en plazos de tiempo reducido, en modo que permitan obtener datos para la evaluación preliminar del estado de conservación de una especie, como la distribución actual, demografía, biología o comportamiento ecológico del taxon de estudio. El estudio de la ecología de la planta sigue las líneas metodológicas que consideran el estudio del hábitat como fase fundamental para el análisis inicial del estado de conservación de plantas (Menges & Gordon, 1996; Keith, 1998; Valadon, 2003).

Demografía

El área de ocupación de las poblaciones de *C. somedanum* se midió en función de la superficie total de hábitat disponible en cada localidad, a partir del área ocupada por los ecosistemas relacionados con fuentes carbonatadas, y con presencia verificada de al menos un individuo de la planta. Se definieron por tanto unidades de ocupación basadas en los hábitats en que vive la planta, los cuales fueron georreferenciados mediante GPS. En cada una de estas unidades se realizaron censos directos o estimados, en los casos en que la ubicación topográfica de la población no permitía un muestreo completo. Las estimaciones se basaron en parcelas de referencia representativas y de superficie conocida, a partir de las cuales se determinó la densidad media, aplicándola al área de ocupación de cada población. En todos los casos se contaron individuos adultos.

Inventarios florísticos

La variabilidad florística de las comunidades vegetales presentes en el área de ocupación de *C. somedanum* se estudió siguiendo un criterio de homogeneidad de grupos sociológicos (Braun-Blanquet, 1979), seleccionando parcelas de muestreo representativas de la comunidad vegetal ocupada por la planta, y realizando inventarios florísticos de las micro-comunidades en que vive. El número de parcelas

muestreadas se determinó de forma proporcional al tamaño y extensión de cada población, fijando un tamaño de parcela de entre 1 y 10 m², según los casos (con una distancia mínima aproximada de entre 10 y 100 metros entre inventarios, respectivamente). En cada parcela de estudio seleccionada se inventarió el número total de plantas vasculares y briófitos presentes, asignando los grados de cobertura correspondientes a la escala original de Braun-Blanquet: *r* (planta con presencia esporádica); + (planta escasa y sin cobertura relevante); 1 (cobertura < 10%); 2 (cobertura entre 10% y 25%); 3 (cobertura entre 25% y 50%); 4 (cobertura entre 50% y 75%) y 5 (cobertura > 75%).

Se realizaron un total de 57 inventarios, los cuales fueron incorporados al sistema de almacenamiento de datos de vegetación TURBOVEG (Hennekens & Schaminee, 2001). A efectos comparativos, se incluyeron también los 17 inventarios *tipo* de las comunidades descritas en relación con los hábitats de estudio en la Cordillera Cantábrica: 8 inventarios de la asociación *Hyperico nummularii-Pinguiculetum coenocantabricae* T.E. Díaz, Guerra & Nieto 1982 (alianza *Adiantion capilli-veneris* Br.-Bl. ex Horvatic 1934; orden *Adiantetalia capilli-veneris* Br.-Bl. ex Horvatic 1934) y 9 inventarios de la ass. *Pinguiculo grandiflorae-Caricetum lepidocarpae* Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984 (alianza *Caricion davallianae* Klika 1934; orden *Caricetalia davallianae* Br.-Bl. 1949). Para cada una de las parcelas muestreadas se recogieron además datos ambientales relativos a la altitud, orientación y pendiente.

8.2.3 Análisis de datos

Distribución y ocupación espacial

Los datos de presencia de *Centaureum somedanum* fueron tratados con el software ArcView 3.2 para la obtención de un mapa de distribución actual, y la identificación de poblaciones a partir de su dispersión geográfica, utilizando una distancia de 0.5 km para diferenciar poblaciones. La extensión de presencia de cada población se determinó mediante el método del Mínimo Polígono Convexo (UICN, 2001), mientras que el grado de fragmentación de las poblaciones se midió mediante el método de la media armónica (Dixon & Chapman, 1980), cálculo espacial no paramétrico que permite establecer áreas de inter-proximidad entre puntos de referencia. Ambos análisis se realizaron mediante la extensión *Animal Movement* para Arcview (Hooge & Eichenlaub, 1995). Con el fin de evaluar un posible efecto fundador entre las poblaciones más próximas, se calculó el grado de correlación espacial de las poblaciones en función de su tamaño poblacional, a través del índice *I* de Moran implementado en ArcGIS 9.2. La relación entre el tamaño poblacional y el área de ocupación se midió mediante el índice de correlación de Pearson.

Caracterización de las comunidades vegetales

Con el fin de evaluar las diferencias en la composición de especies de los inventarios florísticos, se crearon matrices (inventarios x especies) para su análisis mediante técnicas multivariantes. La composición de especies se analizó a través del programa CANOCO (Leps & Smilauer, 2003), transformando los valores de cobertura (r,+,1,2,3,4,5) a una escala ordinal entre 1 y 7, asemejando así una transformación logarítmica. Posteriormente se realizó un análisis de ordenación por segmentos DCA (*Detrended Correspondence Analysis*), con el fin de determinar el gradiente de variabilidad en la composición de especies, utilizando como medida de correlación indirecta las variables ambientales evaluadas (altitud, pendiente y orientación). Los inventarios fueron posteriormente clasificados mediante el método TWINSpan – *Twin Indicator Species Analysis* – (Hill, 1979), método jerárquico basado en los mismos principios que los análisis de ordenación, y que resulta especialmente útil para la definición comparada de especies diferenciales o diagnósticas (Dale, 1995). Con el fin de identificar las principales especies diagnósticas de cada grupo, se elaboraron tablas sintéticas con valores de fidelidad (medida a partir del coeficiente ϕ) y frecuencia para los principales grupos definidos, a través de la aplicación del programa JUICE 6.2 (Tichy, 2002).

Valoración de los grupos de vegetación

Las comunidades vegetales diferenciadas a través del análisis TWINSpan fueron comparadas en relación con su diversidad florística y la presencia de especies de interés para la conservación. La diversidad florística se analizó en función del número total de especies (plantas vasculares, briófitos y riqueza florística total) y los índices de diversidad de *Simpson* ($I = \sum P_i^2$, siendo $P_i = n^\circ$ de individuos de la especie "i" / Número total de especies) y *Shannon* ($H = \sum P_i \ln P_i$). Los valores medios de los grupos de vegetación fueron comparados mediante la *prueba t* (utilizando el software SPSS 14.0). La misma prueba se utilizó para comparar los valores de diversidad de las comunidades con presencia de *C. somedanum* (datos propios) con el resto de comunidades conocidas en la Cordillera Cantábrica (datos bibliográficos), con el fin de establecer posibles diferencias en la composición de especies de las comunidades estudiadas, dentro y fuera del área de distribución de la especie. Finalmente se determinó la abundancia de especies de interés para la conservación en los diferentes grupos de vegetación, tomando como referencia las plantas vasculares y los briófitos presentes en las listas rojas disponibles a escala nacional para ambos grupos (Bañares *et al.*, 2004; Sérgio *et al.*, 1994), así como en los listados de protección legal actualmente vigentes en el territorio.

8.3 Resultados

8.3.1 Distribución poblacional de *C. somedanum*

La revisión de la distribución conocida de *C. somedanum* permitió identificar 18 localidades donde la planta había sido previamente citada, en las provincias de Asturias y León. A través de las visitas de campo se confirmó la presencia actual de la planta en 11 de estas localidades, mientras que en otras 7 no se encontró en las áreas referidas en la bibliografía (Figura 8-1). En cuatro de las localidades no confirmadas se constató la eliminación de cursos de agua procedentes de fuentes carbonatadas, debido a la construcción de infraestructuras de comunicación, interpretando la posible extinción local de la planta. En los otros tres casos, la falta de confirmación se atribuyó a errores de precisión cartográfica o de asignación en las coordenadas UTM.

A partir de los datos de presencia de las 11 localidades se identificaron 14 poblaciones de *C. somedanum* (Tabla 8-1), con una extensión de presencia de 134 km². Las distancias absolutas entre poblaciones varían entre 0.761 y 18.8 kilómetros (Figura 8-2), con una distancia media de 8,9 km (desv. est.= 4.6). El número de individuos de cada población es variable (Tabla 8-1) y no depende de la proximidad entre poblaciones (índice *I* de Moran = 0.05), si bien está directamente relacionado con el área de ocupación de las unidades de hábitat definidas en las poblaciones estudiadas (R de Pearson = 0.65; p=0.01, N=14).

P	Localidad	UTM	Alt (m)	N	nP	EP (m ²)	AO (m ²)
1	La Malva (AS)	29TQH2376-77-78	700	577	30	213.000	792
2	Bobias (AS)	29TQH269	1100	173	2	400	170
3	El Puerto (LE)	29TQH2665	1400	380	3	2120	500
4	Valle del Lago (AS)	29TQH2872	1260	425	7	434	300
5	Torre 1 (LE)	29TQH3564	1450	303	2	6300	400
6	Torre 2 (LE)	29TQH3466	1600	155	2	4181	115
7	Torre 3 (LE)	29TQH3466	1700	220	1	631	85
8	Monte Gurugú (AS)	29TQH2376	735	16	-	3800	50
9	Valle Arroxos (AS)	29TQH3574	1250	1250	2	6050	300
10	Murias Llongas (AS)	29TQH3169	1550	1400	5	1785	1000
11	Furán (AS)	29TQH2175	830	500	-	50	50
12	Aquinu (AS)	29TQH2276	880	80	1	20	20
13	Caunedo (AS)	29TQH2372	850	300	3	670	600
14	Puerto 2, (AS)	29TQH2568	1400	50	-	50	50

Tabla 8-1. Descripción de las 14 poblaciones estudiadas de *C. somedanum*: nombre de la localidad más próxima, cuadrícula/s UTM 1x1 km; Altitud (Alt); tamaño poblacional total (N); número de parcelas muestreadas (nP); extensión de presencia (EP) y área de ocupación total (AO) de cada población.

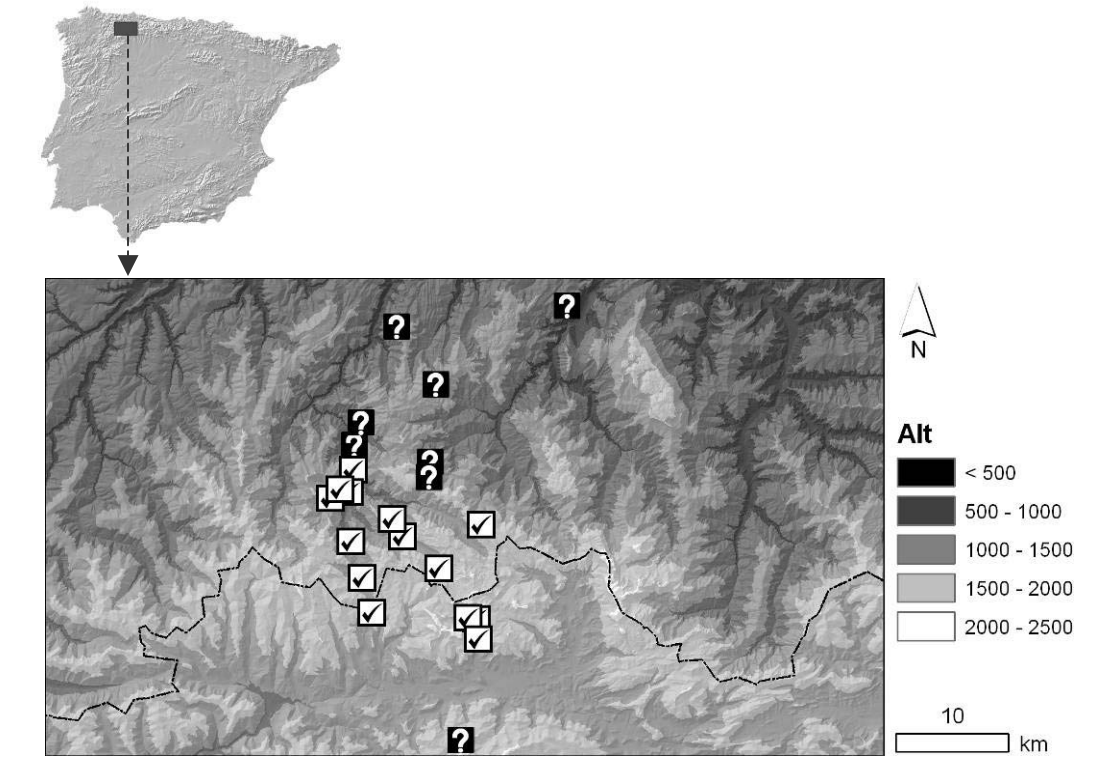


Figura 8-1. Ubicación geográfica de las localidades visitadas en los trabajos de campo. Los símbolos de interrogación muestran las áreas prospectadas donde no se pudo confirmar la presencia de *Centaureum somedanum*. La línea central indica el límite entre las provincias de Asturias (norte) y León (sur).

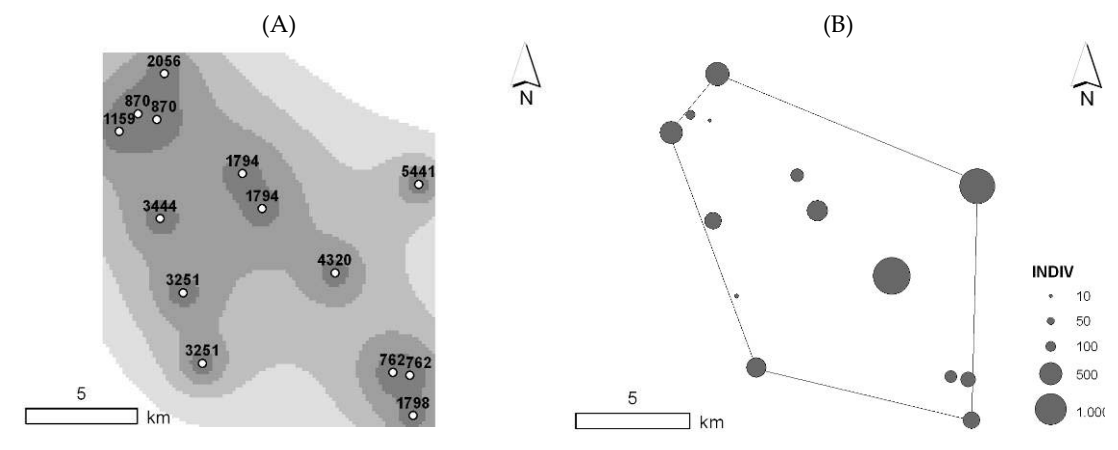


Figura 8-2. (A) Distribución espacial de las poblaciones de *C. somedanum*, según la medida de la media armónica. Cada población está etiquetada con la distancia mínima a la población más próxima, en metros. (B) Tamaño poblacional de cada una de las poblaciones (INDIV = número máximo de individuos) y mínimo polígono convexo de la distribución confirmada de la planta (=134 km²).

8.3.2 Variabilidad florística de las comunidades vegetales

Ordenación

Los 74 inventarios disponibles (57 propios y 17 bibliográficos) ofrecen un área media de parcela de 1.97 m² (desv. est.= 0.8). La población de la Malva (nº 1) fue la más muestreada, definiendo 30 parcelas, debido a su gran extensión, interpretada como una metapoblación, y la diversidad de hábitats con presencia de *Centaureium somedanum* (Tabla 8-1).

El gráfico de ordenación obtenido a partir del análisis DCA (Figura 8-3) define un valor máximo de longitud de gradiente (eje *x*) de 5'6, lo que sugiere la idoneidad del análisis unimodal (Leps & Smilauer, 2003). La correlación del eje *x* de ordenación con las variables ambientales de altitud y pendiente fue de 0.961, lo que indica que ambos factores están relacionados con la variabilidad florística. La altitud y pendiente de las muestras permiten además definir un gradiente de variabilidad a lo largo del eje principal de ordenación, que puede interpretarse en función de la variabilidad entre las comunidades a las que pertenecen los inventarios bibliográficos, y que se corresponden con las alianzas *Adiantion* y *Caricion davallianae*.

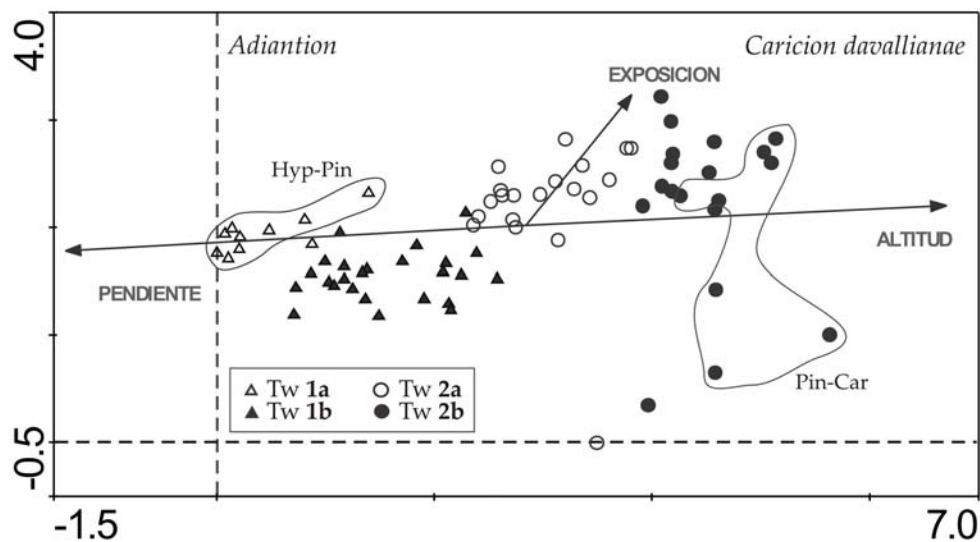


Figura 8-3. Gráfico de ordenación obtenido a partir del análisis DCA de 74 inventarios: 57 inventarios propios realizados en el área de distribución de *Centaureium somedanum*, y 17 inventarios de origen bibliográfico (agrupados en subconjuntos de muestras), Hyp-Pin: *Hyperico nummularii-Pinguiculetum coenocantabricae* (Díaz González *et al.*, 1982) y Pin-Car: *Pinguiculo grandiflorae-Caricetum lepidocarpae* (Rivas-Martínez *et al.*, 1984). Se indica la correspondencia de cada muestra en relación con los grupos definidos en la clasificación TWINSpan (Tw) (ver Tabla 8-2).

Entre las especies con un mayor peso de diferenciación entre muestras según las distancias estadísticas (Figura 8-4), destacan los briófitos *Eucladium verticillatum*, *Hymenostylium recurvirostrum*, o *Pellia* sp. pl., en un extremo de variación (valores del eje x próximos a 0) que se identifica con las comunidades de *Adiantion*, y que se sitúan en pendientes más pronunciadas. En el extremo contrario, los briófitos *Palustriella falcata* y *Philonotis calcarea* ofrecen un mayor peso o valor discriminante, junto a plantas vasculares como *Parnassia palustris*, *Carex panicea* o *Carex davalliana*, identificadas en relación con las turberas planas alcalinas de *Caricion davallianae*, y situadas en áreas de mayor altitud, con pendientes poco pronunciadas. Las especies situadas en la zona intermedia del gráfico de ordenación ofrecen un escaso valor discriminante, debido a su presencia constante en ambos extremos de variabilidad. Tal es el caso de *Centaurium somedanum*, *Pinguicula grandiflora* o *Palustriella commutata*, entre otras.

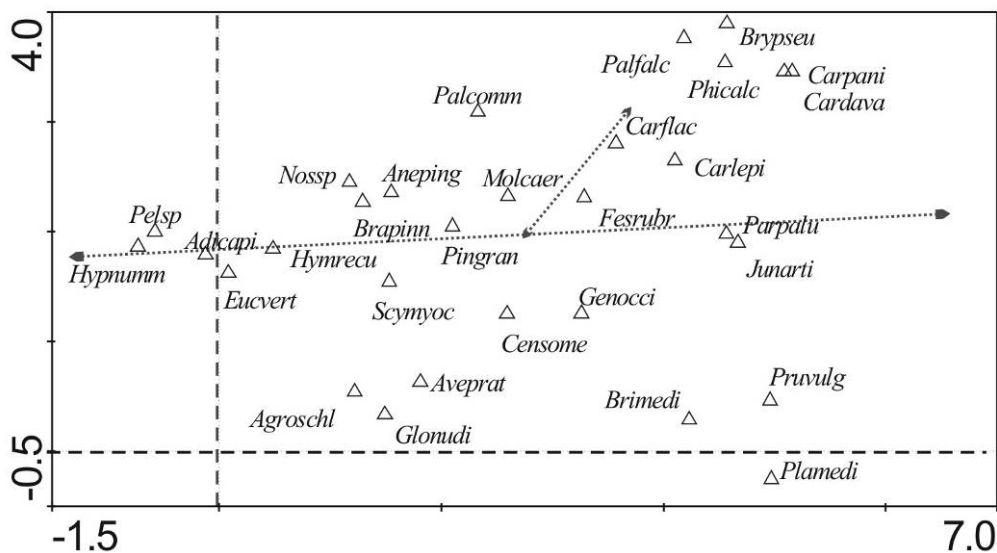


Figura 8-4. Gráfico de ordenación obtenido a partir del análisis DCA de 74 inventarios, donde se muestra la posición de las principales plantas vasculares y briófitos, en relación con el gradiente de variabilidad florística (se han omitido las especies con un peso discriminante < 15). Las especies referidas a cada abreviatura se muestran en el ANEXO (8).

Clasificación

A través del análisis TWINSPLAN se establecieron grupos discretos para la diferenciación de unidades de vegetación florísticamente afines. Los niveles de corte para diferenciar *pseudoespecies* se definieron en función de los parámetros recomendados por defecto, con valores de 0,5 y 25. A partir de los valores de

semejanza entre las 74 muestras (coeficiente ϕ) se establecieron grupos de inventarios para uno y dos niveles jerárquicos de clasificación, seleccionando tablas sintéticas con los valores de fidelidad de especies para cada grupo, a partir de unos valores mínimos de ϕ de 25 y 40 (para un máximo de 100), para la división en 2 y 4 grupos, respectivamente (Tabla 8-2).

La primera clasificación divide las muestras en dos grupos de similar tamaño (35 y 39 inventarios). En el grupo 1 se incluyen los 9 inventarios incluidos en la tabla descriptiva de las comunidades de *Adiantion* (asociación *Hyperico nummularii-Pinguiculetum coenocantabrigae*), junto a 26 inventarios con *Centaureium somedanum*, correspondientes a los de menor altitud y mayor pendiente (pendientes próximas a 90°). La mayor parte de dichos inventarios forman parte de las parcelas muestreadas en La Malva (población nº1), en situaciones ecológicas dominadas por paredes rezumantes con formación de toba. Las especies con valores más altos de fidelidad fueron *Adiantum capillus-veneris* y *Eucladium verticillatum*, las cuales se consideran características de paredes rezumantes termófilas de la clase *Adiantetea* Br.-Bl. 1942 en la Cordillera Cantábrica (Díaz González *et al.*, 1982). El grupo 2 incluye la asociación tipo del orden *Caricetalia davallianae* Br.Bl. 1934 en el territorio (Rivas-Martínez *et al.*, 1984): *Pinguiculo grandiflorae-Caricetum lepidocarpae*, junto a los inventarios realizados en su mayor parte en turberas planas y fuentes carbonatadas de pendientes suaves o moderadas (en torno a 30°), que pueden interpretarse como afines a las turberas planas calcáreas de montaña (*Caricion davallianae* Klika 1934).

La siguiente clasificación permite segregar los dos grupos principales en función de su variabilidad florística, si bien la utilización de especies diagnósticas es más fragmentada que en la división inicial (Tabla 8-2). La división del grupo 1 ofrece una interpretación geográfica, ya que los inventarios incluidos en el grupo 1a (especies diagnósticas: *Hypericum nummularium*, *Campanula legionensis*, etc.) pertenecen a las muestras bibliográficas de *Adiantion*, procedentes del área de los Picos de Europa. La división del grupo 2, por su parte, se identifica como una transición entre comunidades genuinas de *Caricion davallianae* (grupo 2b; especies diagnósticas: *Caltha palustris*, *Carex davalliana*, etc.) y situaciones de transición hacia comunidades turbohigrófilas relacionadas con herbazales húmedos de *Molinion caeruleae*, en el seno de aulagares de *Genistion occidentalis* (grupo 2a; especies diagnósticas: *Genista occidentalis*, *Anagallis tenella*, etc.), situaciones que pueden además ser identificadas por estar presentes a una menor altitud y mayor pendiente, según el gradiente mostrado en el gráfico de ordenación (Figura 8-3).

Grupo Tw:	1	2	Grupo Tw:	1a	1b	2a	2b
Nº inventarios	35	39	Nº inventarios	10	25	20	19
<i>Adiantum capillus veneris</i>	73.1	-	<i>Pellia species</i>	88.1	-	-	-
<i>Eucladium verticillatum</i>	68.7	-	<i>Hypericum nummularium</i>	81.8	-	-	-
<i>Hymenostylium recurvirostrum</i>	59.8	-	<i>Campanula legionensis</i>	75.1	-	-	-
<i>Agrostis schleicheri</i>	43.5	-	<i>Eucladium verticillatum</i>	60.8	28.6	-	-
<i>Pellia sp.</i>	36.8	-	<i>Asplenium trichomanes</i>	60.5	-	-	-
<i>Hypericum nummularium</i>	34.1	-	<i>Petrocoptis pyrenaica</i>	52.4	-	-	-
<i>Campanula legionensis</i>	31.4	-	<i>Sesleria caerulea</i>	42.2	-	-	-
<i>Eupatorium cannabinum</i>	31.4	-	<i>Chaenorhinum origanifolium</i>	42.2	-	-	-
<i>Avenula pratensis</i>	30.4	-	<i>Erinus alpinus</i>	41.3	-	-	-
<i>Jungermannia atrovirens</i>	28.4	-	<i>Agrostis schleicheri</i>	-	62.7	-	-
<i>Petrocoptis glaucifolia</i>	28.4	-	<i>Hymenostylium recurvirostrum</i>	14.4	52.7	-	-
<i>Globularia nudicaulis</i>	27.2	-	<i>Avenula pratensis</i>	-	50.1	2.2	-
<i>Aquilegia vulgaris</i>	25.9	-	<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	41.6	-	-
<i>Funaria hygrometrica</i>	25.2	-	<i>Globularia nudicaulis</i>	-	41.1	7.0	-
<i>Asplenium trichomanes</i>	25.2	-	<i>Genista occidentalis</i>	-	-	61.7	-
<i>Carex lepidocarpa</i>	-	67.7	<i>Anagallis tenella</i>	-	-	53.1	-
<i>Parnassia palustris</i>	-	67.7	<i>Molinia caerulea</i>	-	-	52.6	-
<i>Juncus articulatus</i>	-	55.7	<i>Carex flacca</i>	-	-	48.7	-
<i>Briza media</i>	-	43.9	<i>Epipactis palustris</i>	-	-	44.2	-
<i>Palustriella falcata</i>	-	43.7	<i>Caltha palustris</i>	-	-	-	67.3
<i>Prunella vulgaris</i>	-	41.7	<i>Carex davalliana</i>	-	-	-	67.3
<i>Genista occidentalis</i>	-	41.4	<i>Prunella vulgaris</i>	-	-	-	66.5
<i>Plantago media</i>	-	39.6	<i>Plantago media</i>	-	-	-	62.4
<i>Crepis paludosa</i>	-	39.6	<i>Carex panicea</i>	-	-	-	58.2
<i>Philonotis calcarea</i>	-	39.6	<i>Juncus articulatus</i>	-	-	6.0	57.5
<i>Carex flacca</i>	-	38.1	<i>Parnassia palustris</i>	-	-	0.9	56.1
<i>Caltha palustris</i>	-	37.4	<i>Selaginella selaginoides</i>	-	-	-	53.8
<i>Carex davalliana</i>	-	37.4	<i>Pedicularis mixta</i>	-	-	-	0.5
<i>Carex panicea</i>	-	37.4	<i>Philonotis calcarea</i>	-	-	0.2	45.0
<i>Bryum pseudotriquetum</i>	-	35.3	<i>Bryum pseudotriquetum</i>	-	-	-	44.4
<i>Selaginella selaginoides</i>	-	35.3	<i>Carex lepidocarpa</i>	-	-	33.2	43.6
<i>Mentha longifolia</i>	-	30.6	<i>Briza media</i>	-	-	7.0	43.0
<i>Anagallis tenella</i>	-	30.6	<i>Eleocharis quinqueflora</i>	-	-	-	40.7
<i>Pedicularis mixta</i>	-	28.1	<i>Carex echinata</i>	-	-	-	40.7
<i>Blysmus compressus</i>	-	28.1	<i>Triglochin palustre</i>	-	-	-	40.7
<i>Equisetum variegatum</i>	-	28.1	<pre> graph LR 1 --- 1a 1 --- 1b 2 --- 2a 2 --- 2b 1 --- 2 1a --- 2a 1b --- 2b </pre>				
<i>Rhinanthus minor</i>	-	28.1					
<i>Molinia caerulea</i>	-	27.6					
<i>Epipactis palustris</i>	-	25.5					
<i>Leontodon species</i>	-	25.5					
<i>Trifolium pratense</i>	-	25.5					

Tabla 8-2. Principales especies diagnósticas para la diferenciación de los grupos definidos en el análisis TWINSPAN (Tw), en función del coeficiente de fidelidad *phi* (se muestran únicamente aquellos táxones con valores > 25). La nomenclatura de las especies consideradas se incluye en el ANEXO (8). En el dendrograma adjunto se detalla la relación de parentesco entre los grupos definidos.

8.3.3 Valoración florística

Diversidad florística

En las comunidades vegetales revisadas (datos propios + datos bibliográficos) se han inventariado 147 táxones, de las cuales 114 se corresponden a plantas vasculares, 30 a musgos y 3 son algas. Por simplicidad, los táxones correspondientes a los dos últimos grupos se unieron para la valoración de la riqueza de flora criptogámica en su conjunto. Las diferencias encontradas en los valores medios de diversidad fueron mayores entre los grupos definidos en el análisis TWINSpan que entre los inventarios con/sin *C. somedanum*. Comparando los valores de diversidad en relación con los dos grupos principales definidos en el análisis TWINSpan (Tabla 8-2), se encontraron diferencias significativas en relación con los valores medios de riqueza florística general, riqueza de plantas vasculares y el índice de Shannon (Tabla 8-3), siendo las comunidades incluidas en el grupo 2 (afines a las turberas de *Caricion davallianae*) las que ofrecen valores más altos, en todos los casos. Por otro lado, los inventarios realizados en el área de ocupación de *Centaurium somedanum* muestran unos valores medios superiores a las comunidades representativas de la Cordillera Cantábrica, en relación con la riqueza total de especies y de plantas vasculares, aunque con unos niveles de significación menor ($p < 0.05$). En ningún caso se detectaron diferencias significativas en relación con el número medio de plantas criptógamas, o en el índice de diversidad de Simpson.

(A)	Grupo1 TWINS. (35)	Grupo 2 TWINS. (39)	Sig.
Riqueza florística	10.49 (\pm 3.49)	15.15 (\pm 5.86)	P<0.001 ***
Riqueza de plantas vasculares	7.23 (\pm 3.04)	12.69 (\pm 4.93)	P<0.001 ***
Riqueza criptogámica	3.26 (\pm 1.38)	2.46 (\pm 1.98)	n.s.
Índice de Shannon	1.78 (\pm 0.43)	2.08 (\pm 0.45)	P<0.01 **
Índice de Simpson	0.73 (\pm 0.12)	0.79 (\pm 0.11)	n.s.
(B)	con <i>C. somedanum</i> (57)	sin <i>C. somedanum</i> (18)	Sig.
Riqueza florística	13.80 (\pm 5.69)	10.28 (\pm 3.20)	P<0.05 *
Riqueza de plantas vasculares	10.79 (\pm 5.06)	8.00 (\pm 4.01)	P<0.05 *
Riqueza criptogámica	3.02 (\pm 1.67)	2.28 (\pm 1.96)	n.s.
Índice de Shannon	1.98 (\pm 0.47)	1.80 (\pm 0.43)	n.s.
Índice de Simpson	0.77 (\pm 0.12)	0.75 (\pm 0.12)	n.s.

Tabla 8-3. Valores medios de los indicadores de diversidad florística, comparados entre: (A) los grupos de vegetación definidos en el análisis TWINSpan; y (B) los inventarios con presencia de *Centaurium somedanum* (datos propios) y los inventarios bibliográficos (Cordillera Cantábrica). Se incluye el grado de significación estadística (Sig.) entre los valores medios, obtenido a partir de la prueba *t*, y diferenciando los valores de $p < 0.05$ (*), $p < 0.01$ (**) y $p < 0.001$ (***).

Especies de interés para la conservación y especies indicadoras

Las comunidades estudiadas incluyen cuatro plantas vasculares de interés para la conservación en el territorio. Excepto *Centaureium somedanum*, todas ellas son exclusivas del grupo relacionado con las turberas planas de *Caricion davallianae* (grupo II en el análisis TWINSPAN), mostando valores de frecuencia de entre el 10 y el 15 % de las muestras totales de dicho grupo (Tabla 8-4).

Por otro lado, las plantas más frecuentes son en su mayor parte especies típicas de comunidades de turberas o paredes rezumantes, algunas de ellas características únicamente de uno de estos medios, por lo que presentan altos niveles de fidelidad a uno de los dos grupos definidos en TWINSPAN (Tabla 8-5). Entre las plantas sin una afinidad destacable para ninguno de los grupos definidos, destacan *Pinguicula grandiflora* y *Centaureium somedanum*, con altos valores de frecuencia para ambos casos, además de *Carex lepidocarpa* y *Genista occidentalis*, con valores más bajos. La presencia de ésta última planta se considera como una posición marginal, en el entorno de las comunidades inventariadas.

Plantas amenazadas o protegidas		Grupo I (TW)		GrupoII (TW)	
Nombre científico	Listados de conservación	F	C	F	C
<i>Centaureium somedanum</i>	UICN España (VU). Catálogos regionales (Asturias y Castilla y León)	-	71%	9.4	79%
<i>Epipactis palustris</i>	Catálogos regionales (Asturias y Castilla y León)	-	-	25.5	13%
<i>Triglochin palustre</i>	Catálogo regional (Asturias)	-	-	22.6	10%
<i>Equisetum variegatum</i>	Catálogos regionales (Asturias y Castilla y León)	-	-	28.1	15%

Tabla 8-4. Valores de fidelidad (F) y constancia (C) de las plantas de interés para la conservación, para cada uno de los dos grupos principales definidos en el análisis TWINSPAN.

Plantas frecuentes (> 60% inventarios en grupo I ó II)		Grupo I (TW)		GrupoII (TW)	
Nombre científico	Afinidad fitosociológica	F	C	F	C
<i>Pinguicula grandiflora</i>	Cl. Scheuchzerio-Caricetea fuscae	-	74%	-	82%
<i>Centaureium somedanum</i>	Als. Caricion davallianae/ Adiantion	-	71%	-	79%
<i>Adiantum capillus-veneris</i>	Al. Adiantion capilli-veneris	73.1	69%	-	-
<i>Eucladium verticilatum</i>	Al. Adiantion capilli-veneris	68.7	63%	-	-
<i>Carex lepidocarpa</i>	Al. Caricion davallianae	-	23%	-	90%
<i>Parmassia palustris</i>	Cl. Szeuchero-Caricetea-Fuscae	-	-	67.7	64%
<i>Genista occidentalis</i>	Al. Genistion occidentalis	-	23%	-	64%

Tabla 8-5. Afinidad fitosociológica y valores de fidelidad (F) y constancia (C) de las plantas más representadas (>60%) en cada uno de los dos grupos principales definidos en el análisis TWINSPAN.

8.4 Conclusiones y discusión

8.4.1 Especies indicadoras de fuentes carbonatadas

Las comunidades vegetales ligadas a fuentes carbonatadas, y de un modo especial las turberas alcalinas, suelen reconocerse como medios con una elevada proporción de táxones relícticos o en su límite de distribución biogeográfica (Manneville *et al.*, 1999; McClellan *et al.*, 2003). En el caso de las fuentes carbonatadas de la Cordillera Cantábrica, un elevado grupo de plantas de óptimo boreo-alpino presentan su límite occidental de distribución en el territorio, todas ellas ligadas a las turberas alcalinas, como *Carex davalliana*, *Juncus alpinus*, *Equisetum variegatum*, *Primula farinosa* o *Swertia perennis*. El número de plantas endémicas exclusivas de estos ambientes es reducido, si bien presentan en todos los casos signos de rareza y fragmentación, por lo que suelen considerarse de especial interés para la conservación en el territorio (ej.: *Juncus balticus* subsp. *cantabricus*, *Salix hastata* subsp. *picoeuropeana*). *Centaurium somedanum* constituye en este aspecto un caso característico, al tratarse de un endemismo restringido a un sector de la Cordillera Cantábrica, y de modo especial por presentar unos requerimientos ecológicos ligados estrictamente a los precipitados de carbonatos que acompañan las fuentes carbonatadas (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005), sean cuales fueran las comunidades vegetales que las acompañen. La estricta relación de *C. somedanum* con estos medios hace que pueda considerarse como una planta indicadora, desde un punto de vista ecológico.

La presencia de *C. somedanum* permite, por un lado, identificar la existencia de fuentes carbonatadas en las que siempre están presentes comunidades briofíticas de *Palustriellion commutatae*, reconocidas como hábitats prioritarios (7220*) para la conservación en la directiva europea 92/43/CEE. Debido a los amplios rangos de variabilidad existentes en los complejos de vegetación de turberas (Nekola, 2004), la representatividad de los muestreos realizados en este trabajo es reducida, y limitada a la amplitud ecológica de *Centaurium somedanum* y las micro-comunidades inventariadas. Sin embargo, la capacidad de la planta como especie indicadora queda reflejada por el hecho de identificar los dos principales grupos de vegetación relacionados con las comunidades de fuentes carbonatadas en las montañas europeas, desde su variante más termófila – *Adiantion*– hasta la más típicamente alpina –*Caricion davallianae*–.

Por otro lado, el buen conocimiento botánico del área de distribución de *C. somedanum* hace poco probable que el número real de poblaciones sea mucho mayor al actualmente conocido, por lo que puede considerarse que, dentro de su área de distribución, es una planta frecuente en la mayor parte de los medios ecológicamente adecuados, lo que ofrece una representatividad adecuada del área de distribución de

estos hábitats en el territorio. Así, puede deducirse que la distribución de las fuentes carbonatadas en el área de estudio (extensión de presencia de la distribución conocida) presenta un patrón similar al ofrecido por la planta, con un importante grado de fragmentación y un área de ocupación reducida. La representatividad de la distribución de fuentes carbonatadas inferida a partir de *C. somedanum* se refleja, además, en el hecho de que otras plantas raras de estos medios y presentes en el territorio, como *Epipactis palustris* o *Equisetum variegatum*, se conocen únicamente, en el área de estudio, en las localidades prospectadas, por lo que se les puede asignar un patrón similar de distribución y fragmentación.

En resumen, los requerimientos ecológicos de *C. somedanum* y su relativamente amplia valencia ecológica, siempre en el ámbito de fuentes carbonatadas, permiten identificarla como una especie útil para la valoración de los patrones de distribución y amenaza de estos medios, así como las especies que en ellos viven. En el ámbito de la Cordillera Cantábrica, la variabilidad general de las comunidades vegetales ligadas a fuentes carbonatadas (*Adiantion* y *Caricion davallianae*) también parece corresponderse con la variabilidad general del territorio. Sin embargo, la capacidad de *C. somedanum* como planta indicadora del estado de conservación de estos hábitats debe restringirse a su área de distribución, ya que las amenazas detectadas no pueden ser extrapoladas, debido a que las causas humanas que las provocan podrían presentar una diferente causalidad o frecuencia.

Algunas especies diagnósticas identificadas en el área de distribución de *C. somedanum* pueden ser igualmente utilizadas como indicadoras de fuentes carbonatadas en otras áreas de la Cordillera Cantábrica. Tal es el caso de *Pinguicula grandiflora*, *Carex lepidocarpa* o *Adiantum capilli-veneris*. La utilización de estas especies como indicadores de estos medios puede ser aplicada en el ámbito científico o técnico, para la localización de nuevas localidades de interés, o bien para labores de seguimiento o búsqueda de poblaciones de especies de interés para la conservación. Además, la presencia de estas plantas puede ofrecer una información adicional sobre la distribución actual y la fragmentación de estos medios, como alternativa a sistemas más complejos para la detección de fuentes a partir de su naturaleza hidrogeológica (Grootjans *et al.*, 2006).

8.4.2 Diversidad y amenaza de fuentes carbonatadas

En el conjunto de las áreas turbo-higrófilas de las montañas europeas (turberas, tremedales, etc.), las comunidades vegetales ligadas a fuentes carbonatadas suelen estudiarse a partir de dos enfoques principales y directamente relacionados (Hájek *et al.*, 2002): uno de tipo fitosociológico, en función de la composición de especies; y otro de tipo ecológico, en función de la disponibilidad de nutrientes, la formación de

toba o turba, etc. Los estudios comparativos sobre estas comunidades suelen definirse entre gradientes de riqueza de bases – medios pobres, intermedios, ricos o extremadamente ricos – (Aldasoro *et al.*, 1996; Johnson & Steingraeber, 2003) o incluso diferencias climáticas (Bowles *et al.*, 2005). Sin embargo, existe poca información sobre la variabilidad de comunidades ecológicamente afines, como aquellas que comparten nicho en el entorno de fuentes carbonatadas. El gradiente de variabilidad florística detectado en las poblaciones de *Centaurium somedanum* muestra la importancia de la configuración topográfica (altitud y pendiente) en la diversidad de las comunidades vegetales de estos medios, todos ellos caracterizados por la presencia de fuentes ricas en carbonatos. De este modo, las características geomorfológicas e hidrológicas propias de travertinos (*Adiantion*) y turberas neutrobasófilas (*Caricion davallianae*) determinan factores ambientales críticos para el establecimiento de unas u otras plantas, siguiendo un gradiente de variabilidad típico de ambientes fontinales o higroturbosos (Poiani *et al.*, 2000; Grootjans *et al.*, 2006). Las especies con mayor valencia ecológica, desde el punto de vista de la altitud o la pendiente, son aquellas que permiten identificar la relación entre los diferentes hábitats relacionados con la presencia de aguas carbonatadas, y en especial aquellas localizadas en la zona intermedia del análisis de ordenación realizado (ver Figura 8-3), como *Palustriella commutata* o *Centaurium somedanum*.

La aplicación de índices comunes de diversidad (riqueza de especies, Shannon o Simpson) ha permitido obtener información adicional para la caracterización de las comunidades, que puede ser igualmente aplicada para la identificación de objetivos de conservación (Pélissier *et al.*, 2003; Vandvik & Birks, 2004). A pesar de las limitaciones derivadas de la heterogeneidad y poca representatividad que suele acompañar a los muestreos sobre diversidad (Martín Piera, 2001), los resultados de este trabajo ofrecen una caracterización de los grupos de vegetación definidos, según los conocimientos previos sobre los hábitats estudiados. Así, ha sido posible inferir un patrón diferente en la riqueza florística y el número de especies de interés para la conservación en el conjunto de plantas vasculares y criptógamas inventariadas. Todo ello sugiere que, a pesar de la importancia y abundancia de los briófitos en la composición y caracterización ecológica de la vegetación de medios turbo-higrófilos, éstos no parecen mostrar diferencias cualitativas ni cuantitativas entre los valores de diversidad de fuentes carbonatadas.

En función de los diferentes parámetros de diversidad estimados, se ha podido verificar cómo las diferencias entre los grupos definidos a partir de la composición florística son, en líneas generales, más relevantes que las diferencias entre los inventarios propios y los bibliográficos. Puede estimarse, así, que las muestras procedentes del área de distribución de *C. somedanum* son representativas de la

variabilidad existente entre comunidades afines en otras áreas de la Cordillera Cantábrica. Las diferencias del grupo relacionado con las turberas de *Caricion davallianae* se deben principalmente a una mayor riqueza de plantas vasculares, las cuales representan además el principal componente de plantas amenazadas o protegidas. Estos resultados son coherentes con las medidas de biodiversidad reflejadas en turberas de fuentes carbonatadas de otros territorios (Hájková & Hajek, 2003), si bien no se tiene constancia de haber realizado comparaciones entre comunidades de fuentes carbonatadas. Las diferencias reflejadas en el índice de Shannon muestran, por su parte, una tendencia más uniforme en la abundancia relativa de especies dentro del mismo grupo, lo que puede relacionarse con la mayor cobertura y densidad de las comunidades de *Caricion davallianae*, factores directamente relacionados con dicho índice.

A pesar del grado de protección que afecta a los hábitats relacionados con fuentes carbonatadas, las extinciones locales observadas en la distribución de *C. somedanum* indican que la situación actual no protege estos medios. La mayoría de los casos de extinción local detectados en la distribución de *C. somedanum* se han podido documentar en áreas de baja altitud próximas a vías de comunicación, en su mayor parte carreteras situadas en valles estrechos de media montaña. Por otro lado, la mayor parte de las poblaciones ubicadas en turberas alcalinas de alta montaña parecen mantener un buen estado de conservación, así como una baja tasa de extinción de *C. somedanum*, lo que contrasta con la tendencia general detectada en medios de *Caricion davallianae* de otras áreas montañosas europeas (Lienert *et al.*, 2002). Puede concluirse, así, que existen amenazas reales de origen antrópico sobre la viabilidad de estos hábitats, afectando especialmente a la planta de estudio en su área de distribución norte (travertinos y fuentes a baja altitud), y en especial con las comunidades de *Adiantion* que dominan en ellos. Estas amenazas vendrían a complementar el efecto que la fragmentación natural de estos hábitats produce en la pérdida de variabilidad genética de algunas de sus plantas características (Hooftman *et al.*, 2004), fragmentación que, desde el punto de vista espacial, ha podido verificarse en el caso de *C. somedanum*.

8.4.3 Implicaciones para la conservación

A la hora de planificar el seguimiento y la gestión de la biodiversidad, suele considerarse la necesidad de abordar, de forma conjunta, la gestión de los ecosistemas y las características propias de las especies (Simberloff, 2002). Sin embargo, los enfoques dirigidos a la conservación de ecosistemas plantean limitaciones en el momento de definir unidades concretas de conservación, que puedan ser aplicadas por los gestores del medio natural (Redford *et al.*, 2003).

Además, en el caso de los hábitats relacionados con fuentes carbonatadas pueden existir controversias en la diferenciación de comunidades discretas, por ejemplo en la transición ecológica entre *Caricion davallianae* y *Molinion caeruleae* (Duvigneaud, 1949; Ellenberg, 1988; Devillers *et al.*, 2001; Grootjans *et al.*, 2006). A pesar de ello, la información de sociabilidad de plantas y su carácter como indicadores ecológicos puede ser utilizada como herramienta para la definición de grupos de vegetación, y como herramienta útil para la conservación (Yeo *et al.*, 1998). Resulta necesario, sin embargo, establecer alternativas útiles para la diferenciación y clasificación de comunidades vegetales que permitan ser aplicadas en la gestión de los ecosistemas. En este trabajo se han podido definir agrupaciones de plantas de fuentes carbonatadas que, a partir de unas características ecológicas comunes, presentan una clara diferenciación florística, que puede ser interpretada a partir de especies indicadoras. En este sentido, la revisión de las comunidades vegetales clásicas, y su adaptación a sistemas indentificativos basados en valores de fidelidad de especies, representa una tendencia actual con un claro interés para la gestión (Dítěl *et al.*, 2006).

En función de los resultados obtenidos, *Centaureum somedanum* puede ser identificada como una especie estrechamente ligada a diferentes comunidades relacionadas con fuentes carbonatadas, cuya conservación permitiría mantener una importante representatividad de estos ecosistemas en la Cordillera Cantábrica. Sin embargo, la relación de esta planta con hábitats precisos y de reducida extensión debería implicar la re-definición del objeto de conservación hacia las fuentes carbonatadas en sentido amplio, como origen de diversidad y refugio de especies amenazadas. Así, a partir de especies indicadoras como la utilizada en este estudio, es posible subsanar la falta de información generalmente existente sobre los patrones de distribución, variabilidad y permanencia en el tiempo de fuentes carbonatadas. De este modo las acciones de conservación sobre estos medios pueden orientarse hacia un enfoque mixto de especies y ecosistemas, superando la limitación de no disponer de suficiente información para la aplicación de ambas perspectivas (Lindenmayer *et al.*, 2007).

La capacidad de *C. somedanum* como planta indicadora podría también favorecer su consideración como *especie bandera* en el territorio, considerando las medidas de gestión relacionadas con los espacios naturales protegidos en que vive (Parque Natural de San Emiliano y Parque Natural de Somiedo) y que cuentan además con la declaración de Reservas de la Biosfera. El hecho de que más del 50% de las poblaciones se encuentren en lugares accesibles y próximos a vías de comunicación hace que éstas sean especialmente vulnerables a las alteraciones hídricas o de la construcción de carreteras, consideradas sus principales amenazas (Díaz González *et*

al., 2003; Jiménez-Alfaro *et al.*, 2005), situación que podría remediarse a través de un sistema de seguimiento basado en la identificación de la propia planta, o las especies características de los medios en que vive, como medio para conservar hábitats potenciales. De este modo, las estrategias de conservación de fuentes carbonatadas pueden gestionarse a partir de la identificación de especies indicadoras, integrando el enfoque especie/ecosistema como un objetivo único de conservación (Heywood & Dulloo, 2006).

Agradecimientos

Carmen Fernández Ordóñez participó en los trabajos de campo, ocupándose de la recolección y determinación de flora briofítica. Victor Vázquez proporcionó la mayor parte de las nuevas localidades de *Centaureum somedanum* en Somiedo. La consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias concedió los permisos y el apoyo logístico necesarios para los trabajos de campo.

Referencias bibliográficas

- Aldasoro, J.J., C. Aedo, J. Muñoz, C., de Hoyos, J.C., Vega, Negro, A. & Moreno, G. (1996). A survey on Cantabrian mires (Spain). *Anales Jard. Bot. Madrid*, 54: 472-489.
- 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.
- Bouyera, J., Sanab, Y., Samandoulgoub, Y., Cesara, J., Guerrinia, L., Kabore-Zoungnanac, C. & Dulieua, D. (2007). Identification of ecological indicators for monitoring ecosystem health in the trans-boundary W Regional park: A pilot study. *Biological conservation*, 138: 73-88.
- Bowles, M.L., Kelsey, P.D. & McBride, J.L. (2005). Relationships among environmental factors, vegetation zones, and species richness in a north american calcareous prairie fen. *Wetlands*, 25(3): 685-696.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume Ed.
- CBD - Convention on Biological Diversity. <http://www.biodiv.org>.
- Dale, M.B. (1995). Evaluating Classification Strategies. *Journal of Vegetation Science*, 6(3): 437-440.
- Devillers, P., Devillers-Terschuren, J. and Vander Linden, C. (2001). Palaeartic Habitats. PHYSIS Data Base. (1996), last updated 1999. Royal Belgian Institute of Natural Sciences. www.naturalsciences.be/cb.
- Díaz, T.E., Guerra, J. & Nieto, J.M. (1982). Contribución al conocimiento de la clase *Adiantetea* Br.-Bl. 1942 en la Península Ibérica. *Anales Jard. Bot. Madrid*, 38(2): 497-506.
- Diemer, M.W., Oetiker, K. & Billeter, R. (2001). Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science*, 4: 237-246.
- Dítěl, D., Hájek, M. & Hájková, P. (2006). Formal definitions of Slovakian mire plant associations and their application in regional research. *Biologia*, 62(4): 400-408.

- Dixon, K.R. & Chapman, J.A. (1980). Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology*, 61(5): 1040-1044.
- Duvigneaud, P. (1949). Clasificación fitosociológica des turbiers de Europe. *Bull. Soc. Bot. Belg.*, 81.
- Ellenberg H. (1988). *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press.
- Fernández Prieto, J.A. (1978). Notas florísticas y ecológicas sobre la flora ibérica. Notas sobre la flora somedana. Departamento de Botánica. Universidad de Oviedo.
- Grootjans, A.P., Adema, E.B., Bleuten, W., Joosten, H., Madaras, M. & Janáková, M. (2006). Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science*, 9(2): 175-184.
- Gualmini, M. (2000). Revisione della distribuzione di *Swertia perennis* nell'Appennino Tosco-Emiliano alla luce di due ritrovamenti inediti. *Ann Mus civ Rovereto*, vol.15: 147-151.
- Hájek, M., Hekera, P & Hájková, P. (2002). Spring fen vegetation and water chemistry in the western carpathian flysch zone. *Folia Geobotanica*, 37: 205-224.
- Hájek (2005). Vascular plants. In: Poulícková, A., Hájek, M. & Rybníček, K. *Ecology and palaeoecology of spring fens of the West Carpathians*. Palacký University Press. Olomouc.
- Hájková, P. & Hájek, M (2003). Species richness and above-ground biomass of poor and calcareous spring fens in the flysch West Carpathians, and their relationships to water and soil chemistry. *Preslia, Praha*, 75: 271-287.
- Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminee (2001). Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 12: 589-591.
- Heywood V.H. & Dulloo M.E. (2006). 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.
- Hill, M.O. (1979). TWINSpan, A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. *Ecology and Systematics*, Cornell University, Ithaca, NY, USA.
- Hilty, J. & Merenlender, A., (2000). Fauna indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- Hooftman, D.A., Billeter, R.C., Schmid, B. & Diemer, M. (2004). Genetic effects of habitat fragmentation on common species of swiss fen meadows. *Conservation Biology*, 18(4): 1043-1051.
- Hooge, P.N. & Eichenlaub, B. (1997). *Animal movement extension for arcview*, ver. 1.1. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.
- Jiménez-Alfaro, B. (2004). Conservación de Flora Amenazada. *Aster pyrenaicus* y *Centaurium somedanum*. Seminario de investigación. Universidad de Oviedo.
- Jiménez-Alfaro G., B., Bueno S., A. & Fernández Prieto, J.A. (2005). Ecología y conservación de *Centaurium somedanum* Láinz (Gentianaceae), planta endémica de la Cordillera Cantábrica (Spain). *Pirineos*, 160: 45-66
- Johnson, J.B & Steingraeber, D.A. (2003). The vegetation and ecological gradients of calcareous mires in the South Park valley, Colorado. *Can. J. Bot.*, 81(3): 201-219.
- Keith, D.A., Auld, T.D., Ooi, M.K.J. & Mackenzie, B.D.R. (2000). Sensitivity analyses of decision rules in World Conservation Union (IUCN) Red List criteria using Australian plants. *Biological Conservation*, 94: 311-319.
- Leps, J. & Smilauer, P. (2003). *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press.
- Lienert, J., Fischer, M. & Diemer, M. (2002). Local extinctions of the wetland specialist *Swertia perennis* L. (Gentianaceae) in Switzerland: a revisitation study based on herbarium records. *Biological Conservation*, 103: 65-76.

- Lindenmayer, D., Fischer, J., Felton, A., Montague-Drake, R., Manning, A. D., Simberloff, D., Youngentob, K., Saunders, D., Wilson, D.; Felton, M.A., Blackmore, C., Lowe, A., Bond, S., Munro, N. & Elliott, C.P. (2007). The complementarity of single-species and ecosystem-oriented research in conservation research. *Oikos*, 116(7): 1220-1226.
- Manneville O., Vergne V., Villepoux O. & le Groupe d'Etudes des Tourbières, (1999) - Le monde des tourbières et des marais - Belgique, France, Luxembourg, Suisse. Delachaux-Niestlé, Paris et Lausanne, 320 pp.
- Mansion, G. & Struwe, L. (2004). Generic delimitation and phylogenetic relationships within the subtribe Chironiinae (Chironieae: Gentianaceae), with special reference to *Centaureum*: evidence from nrDNA and cpDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 32: 951-977.
- Mansion, G., Zeltner, L. & Bretagnolle, F. (2005). Phylogenetic patterns and polyploid evolution within the Mediterranean genus *Centaureum* (Gentianaceae - Chironieae). *Taxon*, 54(4): 931-950.
- Mansion, G. (2004). A new classification of the polyphyletic genus *Centaureum* Hill (Chironiinae, Gentianaceae): description of the New World endemic *Zeltnera*, and reinstatement of *Gyrandra* Griseb. and *Schenkia* Griseb. *Taxon*, 53 (3): 719-740.
- Marrero, M.V., Bañares, A., Carqué E. (2003). Plant resource conservation planning in protected natural areas: an example from the Canary Islands, Spain. *Biological Conservation* 113: 339-410.
- Martín Piera, F. (2001). Apuntes sobre Biodiversidad y Conservación de Insectos: Dilemas, Ficciones y ¿Soluciones?. Museo Nacional de Ciencias Naturales (C.S.I.C.). Dpto. Biodiversidad y B. Evolutiva.
- McClellan, M.H., Brock, T., Baichtal, J.F. (2003). Calcareous Fens in Southeast Alaska. USDA, Forest Service. Research Note.
- Menges, E.S. & Gordon, D.R. (1996). Three levels of monitoring intensity for rare plants species. *Natural Areas Journal*, 16: 227-237.
- Miserere, L., Montacchini, F. & Buffa, G. (2003). Ecology of some mire and bog plant communities in the Western Italian Alps. *Journal of Limnology*, 62(1): 88-96, 2003.
- Nakamura, T.; Uemura, S. & Yabe, K. (2002). Hydrochemical regime of fen and bog in north Japanese mires as an influence on habitat and above-ground biomass of *Carex* species. *Journal of Ecology*, 90(6): 1017-1023.
- Nathan, R., Perry, G., Cronin, J.T., Strand, A.E. & Cain, M.L. (2003). Methods for estimating long-distance dispersal. *Oikos*, 103: 261-273.
- Nekola, J.C. (2004). Vascular plant compositional gradients within and between Iowa fens. *Journal of Vegetation Science*, 15: 771-780.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355-364.
- Pélissier, R., Couteron, P., Dray, S. & Sabatier, D. (2003). Consistency between ordination techniques and diversity measurements: two strategies for species occurrence data. *Ecology*, 84(1): 242-251.
- Pentecost, A. (2005). *Travertine*. Springer-Verlag. Berlin.
- Poiani, K.A., Richter, B.D., Anderson, M.G. & Richter, H.E. (2000). Biodiversity Conservation at Multiple Scales: Functional Sites, Landscapes, and Networks. *BioScience*, 50(2): 133-146
- Pouličková, A., Hájek, M. & Rybníček, K. (2005). Ecology and palaeoecology of spring fens of the West Carpathians. Palacký University Press. Olomouc.
- Redford, K.H., Coppolillo, P., Sanderson, E.W., Da Fonseca, G.A.B., Dinerstein, E., Groves, C., Mace, G., Maginnis, S., Mittermeier, R.A., Noss, R., Olson, D., Robinson, J.G., Vedder, A. & Wright, M. (2003). Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology*, 17: 116 -131.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T.E., Fernández Prieto, J.A., Loidi, J. & Penas, A. (1984). La vegetación de la alta montaña cantábrica. Los Picos de Europa. Ed. Leonesas, León. España.

- Sérgio, C., Casas, C., Brugués, M. & Cros, R. M. (1994). Lista Vermelha dos Briófitos da Península Ibérica. Instituto da Conservação da Natureza; Museu, Laboratório e Jardim Botânico & Universidade de Lisboa. Lisboa: 1-45.
- Simberloff, D. (2002). Flashships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era?. *Biological conservation*, 83(3): 247-257.
- Soons, M.B. (2006). Wind dispersal in freshwater wetlands: Knowledge for conservation and restoration. *Applied Vegetation Science*, 9: 271-278.
- Stammel, B., Kiehl, K., Pfadenhauer, J. (2003). Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science* 6: 245-254.
- Tichy, L. (2002). JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451-453.
- UICN (2001). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Valadon, A. (2003). Le plan d'action flore vasculaire du Parc National des Pyrenees: strategie methodes et premiers resultats. *Acta Botanica Barcinonensia* 49: 127-146. Universidad de Barcelona.
- Vandvik V. & Birks H.J.B. (2004). Mountain summer farms in Røldal, western Norway - vegetation classification and patterns in species turnover and richness. *Vegetatio*, 170(2): 203-222.
- VV.AA. (2000). Lista roja de flora vascular española. (valoración según categorías UICN). *Conservación vegetal*, 6 (extra).
- Wardrop, D.H., Hershner, C., Havens, K., Thornton, K. & Bilkovic, D.B. (2007). Developing and Communicating a Taxonomy of Ecological Indicators: A Case Study from the Mid Atlantic. *Ecohealth*, 4(2): 179-186.
- Yeo, M.J.M., Blackstock, T.H. & Stevens, D.P. (1998). The use of phytosociological data in conservation assessment: a case study of lowland grasslands in mid Wales. *Biological conservation*, 86(2): 125-138.
- Zeltner, L. (1970). Recherches de biosystématique sur les genres *Blackstonia* Huds. et *Centaurium* Hill (Gentianacées). Extrait du Bulletin de la Société Neuchateloise des Sciences Naturelles. Tome 93.

ANEXO (8)

Catálogo de flora fanerogámica (**Fan.**) y criptogámica (**Crip.**) presente en los 74 inventarios utilizados. Se indica la abreviatura utilizada en la Figura 8-4 (**Abrev.**) y el número de inventarios (**Ni**) en los que figura cada taxon.

Abrev	Taxon	Tipo	Ni
Adicapi	<i>Adiantum capillus-veneris</i> L.	Fan.	18
	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	Fan.	1
Agroschl	<i>Agrostis schleicheri</i> Jordan & Verlot	Fan.	15
	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Fan.	5
	<i>Amblystegium varium</i> (Hedw.) Lindb	Crip.	1
	<i>Anagallis tenella</i> (L.) L.	Fan.	6
Aneping	<i>Aneura pinguis</i> (L.) Dumort	Crip.	20
	<i>Anthyllis pyrenaica</i> (G. Beck) Cullen	Fan.	1
	<i>Apium repens</i> (Jacq.) Lag.	Fan.	1
	<i>Aquilegia vulgaris</i> L. subsp. <i>vulgaris</i>	Fan.	9
	<i>Arabis</i> sp.	Fan.	1
	<i>Asperula aristata</i> L. fil.	Fan.	1
	<i>Asplenium trichomanes</i> L.	Fan.	3
Aveprat	<i>Astrantia major</i> L.	Fan.	2
	<i>Avenula pratensis</i> (L.) Dumort subsp. <i>iberica</i> (St-Yves) Romero Zarco var. <i>vasconica</i>	Fan.	9
	<i>Blysmus compressus</i> (L.) Panzer ex Link	Fan.	3
Brapinn	<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv subsp. <i>rupestre</i> (Host) Schöbner & Martens	Fan.	12
Brimedi	<i>Briza media</i> L.	Fan.	15
	<i>Bromus erectus</i> Hudson	Fan.	3
	<i>Bryum pallescens</i> Schleich ex. Schwaegr.	Crip.	1
	<i>Bryum pseudotriquetum</i> (Hedw.) P. Gaertn, B. Mey. ex Scherb	Fan.	2
Brypseu	<i>Bryum pseudotriquetum</i> (Hedw.) P. Gaertn, B. Mey. ex Scherb	Crip.	5
	<i>Bryum ventricosum</i> Relham	Crip.	1
	<i>Caltha palustris</i> L.	Fan.	9
	<i>Calliergonella cuspidata</i> (Hedw.) Loeske	Crip.	3
	<i>Campanula arvensis</i> Lag. subsp. <i>arvensis</i>	Fan.	6
	<i>Campanula legionensis</i> (Pau) LaŶnz	Fan.	5
	<i>Campylium protensum</i> (Brid.) Kindb	Crip.	1
	<i>Campylium stellatum</i> (Hedw.) C.E.O. Jensen	Crip.	1
Cardava	<i>Cardamine raphanifolia</i> Pourret	Fan.	1
	<i>Carex davalliana</i> Sm.	Fan.	8
	<i>Carex demissa</i> Hornem	Fan.	2
Carflac	<i>Carex echinata</i> Murray	Fan.	3
	<i>Carex flacca</i> Schreber	Fan.	20

Abrev	Taxon	Tipo	Ni
Carlepi	<i>Carex lepidocarpa</i> Tausch	Fan.	19
	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard s.l.	Fan.	1
Carpani	<i>Carex panicea</i> L.	Fan.	3
	<i>Carex sempervirens</i> Vill.	Fan.	4
	<i>Centaurea nigra</i> L.	Fan.	2
Censome	<i>Centaureum somedanum</i> M.Laínz	Fan.	20
	<i>Cerastium vulgare</i> (Hartman) Gruter & Burdet	Fan.	1
	<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce	Crip.	2
	<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench	Fan.	9
	<i>Cynosurus cristatus</i> L.	Fan.	1
	<i>Chaenorhinum organifolium</i> (L.) Kosteletaky	Fan.	2
	<i>Chara</i> sp.pl.	Crip.	3
	<i>Danthonia decumbens</i> (L.) DC.	Fan.	3
	<i>Deschampsia hispanica</i> (Vivant) Cervi & Rimo subsp. <i>gallaecica</i> Cervi & Romo	Fan.	1
	<i>Dethawia</i> sp.	Fan.	1
	<i>Dianthus hyssopifolius</i> L.	Fan.	1
	<i>Didymodon thophaceus</i> (Brid.) Lisa	Crip.	1
	<i>Drepanocladus intermedius</i> (Lindb.) Warnst	Crip.	1
	<i>Eleocharis quinqueflora</i> (F.X. Hartmann) O. Schwarz	Fan.	4
	<i>Epipactis palustris</i> (L.) Cranz	Fan.	5
	<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	Fan.	1
	<i>Equisetum variegatum</i> Schleicher ex Weber & Mohr	Fan.	3
	<i>Erica vagans</i> L.	Fan.	8
	<i>Erinus alpinus</i> L.	Fan.	6
	<i>Eriophorum latifolium</i> Hoppe	Fan.	2
Eucvert	<i>Eucladium verticillatum</i> (Hedw.) bruch & Schimp	Crip.	17
	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	Fan.	6
	<i>Euphorbia falvicoma</i> DC. subsp. <i>occidentalis</i> LaYnz	Fan.	1
	<i>Festuca rivularis</i> Boiss.	Fan.	2
Fesrubr	<i>Festuca rubra</i> L.	Fan.	6
	<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.	Crip.	1
Genocci	<i>Genista occidentalis</i> (Rouy) Coste	Fan.	28
	<i>Gentianella campestris</i> (L.) B+rner	Fan.	1
	<i>Geranium robertianum</i> L.	Fan.	1
	<i>Geum rivale</i> L.	Fan.	2
Glonudi	<i>Globularia nudicaulis</i> L.	Fan.	19
	<i>Gloecapsa</i> sp.	Crip.	1
	<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	Fan.	3
	<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Miller	Fan.	1
	<i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) Robins	Fan.	1
	<i>Hymenostylium insigne</i> (Dixon) E.B. Bartram	Crip.	2
Hymrecu	<i>Hymenostylium recurvirostrum</i> (Hedw.) Dixon	Crip.	14

Abrev	Taxon	Tipo	Ni
<i>Hypnum</i>	<i>Hypericum nummularium</i> L.	Fan.	2
	<i>Juncus alpinoarticulatus</i> Chaix subsp. <i>alpestris</i> (Hartman) Hõmet-Ahti	Fan.	3
<i>unarti</i>	<i>Juncus articulatus</i> L.	Fan.	7
	<i>Jungermannia atrovirens</i> Dumort.	Crip.	2
	<i>Koeleria vallesiana</i> (Honkeny) Gaudin subsp. <i>humilis</i> Br.-Bl.	Fan.	1
	<i>Leiocolea turbinata</i> (Raddi) Bruch	Crip.	1
	<i>Aneura pinguis</i> (L.) Dumort L.	Fan.	2
	<i>Leontodon</i> sp.	Fan.	2
	<i>Linum catharticum</i> L.	Fan.	7
	<i>Lotus corniculatus</i> L.	Fan.	1
	<i>Medicago lupulina</i> L.	Fan.	1
	<i>Mentha longifolia</i> (L.) Hudson	Fan.	7
	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	Fan.	2
<i>Molcaer</i>	<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench subsp. <i>caerulea</i>	Fan.	11
	<i>Myosotis stolonifera</i> (Dc.) Gay ex Leresche & Levier	Fan.	1
	<i>Narcissus nivalis</i> Graells	Fan.	3
	<i>Nardus stricta</i> L.	Fan.	2
	<i>Nostoc</i> sp.pl.	Crip.	8
	<i>Orthothecium rufescens</i> (Brid.) Schimp.	Crip.	2
	<i>Oscillatoria</i> sp.	Crip.	1
	<i>Palustriella commutata</i> (Hedw.) Ochyra	Crip.	23
	<i>Palustriella decipiens</i> G. de Notaris Ochyra	Crip.	2
<i>Palfalc</i>	<i>Palustriella falcata</i> (Brid.) Hedenas	Crip.	8
<i>Parpalu</i>	<i>Parnassia palustris</i> L.	Fan.	13
	<i>Pedicularis mixta</i> Gren & Godron	Fan.	2
<i>Pelsp</i>	<i>Pellia</i> sp.pl.	Crip.	8
	<i>Petrocoptis pyrenaica</i> (J.P. Bergret) A. Braun ex Walpers subsp. <i>glaucifolia</i> (Lag.) P. Monts & Fer	Fan.	4
<i>Phicalc</i>	<i>Philonotis calcarea</i> (Bruch ex Schimp) Schimp	Crip.	6
	<i>Pimpinella siifolia</i> Leresche	Fan.	1
<i>Pingra</i>	<i>Pinguicula grandiflora</i> Lam.	Fan.	35
	<i>Plagiomnium elatum</i> (Bruch & Schimp) T.J. Kop.	Crip.	1
<i>Plamedi</i>	<i>Plantago media</i> L.	Fan.	6
	<i>Polygala edmundii</i> Chodat	Fan.	2
	<i>Polygonum viviparum</i> L.	Fan.	1
	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Ra ³ schel	Fan.	1
	<i>Preissia quadrata</i> Scop.) Nees	Crip.	2
<i>Pruvulg</i>	<i>Prunella vulgaris</i> L.	Fan.	4
	<i>Ranunculus acris</i> L. subsp. <i>despectus</i> LaÝnz	Fan.	3
	<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	Fan.	1
	<i>Ranunculus repens</i> L.	Fan.	1
	<i>Rhinanthus minor</i> L.	Fan.	4
	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	Fan.	1

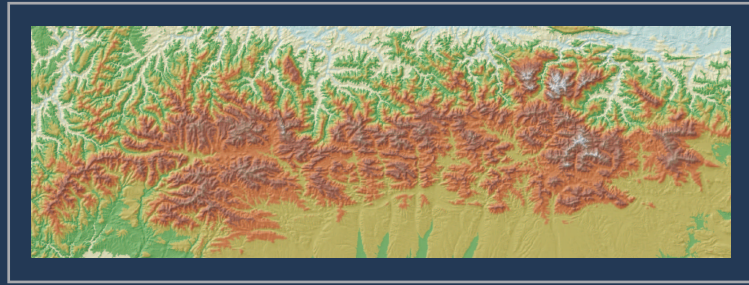
Abrev	Taxon	Tipo	Ni
	<i>Saxifraga aizoides</i> L.	Fan.	1
	<i>Saxifraga hirsuta</i> L.	Fan.	2
	<i>Scabiosa columbaria</i> L.	Fan.	1
	<i>Scrophularia balbisii</i> Hornem	Fan.	1
Scymyoc	<i>Scytonema myochrous</i> (Dillw.) Ag.	Crip.	9
	<i>Schoenus nigricans</i> L.	Fan.	1
	<i>Selaginella selaginoides</i> (L.) Link	Fan.	4
	<i>Senecio aquaticus</i> Hill.	Fan.	3
	<i>Senecio doria</i> L. subsp. <i>legionensis</i> (Lange) Chater	Fan.	7
	<i>Seseli cantabricum</i> Lange	Fan.	1
	<i>Seseli montanum</i> L.	Fan.	1
	<i>Sesleria caerulea</i> (L.) Ard.	Fan.	1
	<i>Succisa pratensis</i> Moench	Fan.	3
	<i>Teucrium pyrenaicum</i> L.	Fan.	2
	<i>Thesium pyrenaicum</i> Pourret	Fan.	2
	<i>Tortella inclinata</i> (Hedw.) Limpr.	Crip.	2
	<i>Tortula subulata</i> (Hedw) var. <i>subinermis</i> (Bruch & Schimp) Wilson	Crip.	1
	<i>Trifolium pratense</i> L.	Fan.	4
	<i>Trifolium repens</i> L.	Fan.	2
	<i>Triglochin palustre</i> L.	Fan.	3
	<i>Tussilago farfara</i> L.	Fan.	1
	<i>Veronica beccabunga</i> L.	Fan.	2
	<i>Veronica ponaе</i> Gouan	Fan.	3

▪ Conclusiones generales

De forma complementaria a las conclusiones parciales detalladas en cada uno de los ocho capítulos expuestos, se resumen a continuación las principales aportaciones de esta tesis doctoral, en referencia a los objetivos definidos al comienzo del estudio.

- 1- El territorio Orocantábrico es un enclave de especial relevancia por su diversidad vegetal, a escala europea y peninsular. El conocimiento botánico, estimado en torno al 72%, se ha generado principalmente durante los últimos 40 años. Se han identificado las áreas menos prospectadas, y algunos indicadores de utilidad sobre su estado de conservación actual. También se aportan listados de referencia (*check-list*) sobre la biodiversidad del territorio, que incluyen 74 táxones endémicos, 61 subendémicos y 116 alianzas fitosociológicas, de las cuales 85 constituyen hábitats de interés comunitario.
- 2- Se ha podido evidenciar la relación biogeográfica histórica entre la Cordillera Cantábrica y las montañas Galaico-Leonesas, identificando seis áreas de endemidad de plantas vasculares, y caracterizándolas en función de su riqueza en plantas endémicas y las relaciones biogeográficas entre ellas. La riqueza de la endemoflora en las áreas de endemidad está relacionada con el efecto combinado de la altitud, la abundancia de litologías calcáreas y el diferente impacto de las glaciaciones pleistocénicas.
- 3- El estudio ecogeográfico sobre la flora orocantábrica amenazada ha permitido evidenciar la influencia de la historia biogeográfica del territorio en la rareza de plantas vasculares en peligro, principalmente táxones endémicos o de óptimo boreo-alpino, sujetos a procesos de aislamiento y relictismo. Las diferentes tipologías de rareza y amenaza identificadas se proponen como una herramienta para el desarrollo de acciones de conservación *ex situ* o *in situ*.
- 4- Se propone un sistema de valoración ponderada de criterios para la priorización de especies, aplicando un concepto de responsabilidad biogeográfica, y que ofrece una mayor capacidad de discriminación que los sistemas aplicados hasta ahora. Dicho método ha permitido elaborar un listado jerárquico de plantas prioritarias para la conservación en la Cordillera Cantábrica, de aplicación en las estrategias de conservación sobre el territorio.

- 5- El estudio realizado sobre *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum* ha permitido aplicar en la Cordillera Cantábrica sistemas novedosos de muestreo adaptativo y modelización de la distribución de plantas raras, mostrando la importancia de las variables topográficas para identificar refugios microclimáticos en especies relicticas boreo-alpinas. Además de establecer un mapa de distribución potencial de la especie y de localizar nuevos núcleos poblacionales de la planta, este estudio evidencia las ventajas de los modelos predictivos en la estimación del área de ocupación a escalas de detalle, obteniendo una mayor precisión (resolución geográfica) y exactitud (validez de la representación cartográfica) que los sistemas de cuadrículas UTM comúnmente empleados.
- 6- La caracterización poblacional de *Senecio boissieri* ha permitido, por su parte, evaluar la aplicación de diferentes indicadores de variabilidad en poblaciones geográficamente aisladas de una planta orófila. Si bien la aproximación a la variabilidad genética ofrece una información más completa para la designación de unidades de conservación, las variables climáticas y fitocenóticas permiten obtener información complementaria de utilidad, ofreciendo una interpretación evolutiva de la distribución actual de la especie en su hábitat.
- 7- En el caso de *Aster pyrenaicus*, se ha podido constatar el efecto de la fragmentación del hábitat en una planta de bordes forestales, y a diferentes escalas. En concreto, se muestra cómo el abandono histórico de actividades tradicionales, y la consiguiente recuperación de áreas con vegetación secundaria, favorece la expansión de plantas oportunistas. Este estudio ha permitido además obtener un mapa de adecuabilidad de hábitat e información relevante para el desarrollo de un plan de conservación y gestión de la especie en Picos de Europa.
- 8- Finalmente, el estudio de *Centaurea somedanum* ha permitido aplicar el estudio de una especie indicadora y amenazada en la valoración de la distribución geográfica, diversidad y factores de amenaza de los hábitats en que vive. De este modo, se propone utilizar esta especie como instrumento para la interpretación del estado de conservación y amenaza de fuentes carbonatadas en su área de distribución, aplicando un enfoque mixto especie-ecosistema, que puede servir como herramienta para la conservación de la planta y su hábitat.



Jiménez-Alfaro, B. (2008). Biología de la conservación de plantas vasculares en la Cordillera Cantábrica. Prioridades y casos de estudio. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. 274 pp.

En el marco de la crisis actual de biodiversidad, los sistemas de montaña figuran entre los más sensibles al cambio global, por lo que es necesario disponer de información fidedigna sobre la situación real y amenaza de sus especies y ecosistemas. En esta tesis doctoral se desarrollan diferentes aproximaciones al estudio de plantas vasculares de interés para la conservación en la Cordillera Cantábrica, con el objetivo de generar información aplicable a las estrategias de conservación en el territorio. El trabajo se estructura en dos partes principales, y ocho capítulos relacionados con táxones raros, endémicos o amenazados.

En la primera parte se aborda la biodiversidad vegetal y las prioridades de conservación del territorio orocantábrico, estudiando (1) la riqueza florística y de hábitats y su grado de exclusividad o amenaza; (2) la caracterización de áreas de endemidad en el conjunto de las montañas del noroeste peninsular; (3) los patrones de rareza y hábitat en las plantas orocantábricas amenazadas a escala nacional; y (4) nuevas metodologías para el establecimiento de prioridades de conservación a una escala biogeográfica.

En la segunda parte se evalúan cuatro plantas prioritarias de la Cordillera Cantábrica, estudiando (5) la aplicación de modelos de predicción del área de ocupación potencial de *Empetrum nigrum* subsp. *nigrum*, como ejemplo de planta relictica boreoalpina; (6) diferentes alternativas para evaluar la variabilidad poblacional en *Senecio boissieri*, como herramienta para la definición de unidades de conservación intraespecíficas en plantas orófilas; (7) la implicación de la fragmentación del hábitat en la viabilidad poblacional de *Aster pyrenaeus*, planta ligada a bordes forestales; y (8) la utilización de una planta indicadora, *Centaureium somedanum*, como medida de aproximación a la variabilidad y conservación de ecosistemas ligados a fuentes carbonatadas en la Cordillera Cantábrica.

Los resultados y conclusiones del trabajo pretenden ofrecer herramientas para la conservación vegetal en la Cordillera Cantábrica, así como servir de base a futuros estudios, estableciendo listados de referencia, identificando centros de biodiversidad, tipificando causas de rareza y amenaza, y proponiendo sistemas para la selección de prioridades. Los casos de estudio ofrecen, además de propuestas concretas para su conservación, herramientas de utilidad para el estudio de plantas vasculares en el territorio.



Universidad de Oviedo
INDUROT



Jardín Botánico Atlántico

GIJÓN