

5. IMPACTOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD VEGETAL

Federico Fernández-González, Javier Loidi y Juan Carlos Moreno Saiz

Contribuyentes

M. del Arco, A. Fernández Cancio, X. Font, C. Galán, H. García Mozo, R. Gavilán, A. Penas, R. Pérez Badia, S. del Río, S. Rivas-Martínez, S. Sardinero, L. Villar

Revisores

F. Alcaraz, E. Bermejo, J. Izco, J. Jiménez García-Herrera, J. Martín Herrero, J. Molero, C. Morillo, J. Muñoz, M. T. Tellería

C. Blasi

RESUMEN

Los impactos directos del cambio climático sobre la diversidad vegetal se producirán a través de dos efectos: el calentamiento, que alarga el período de actividad de las plantas e incrementa su productividad, y la reducción de las disponibilidades hídricas, que actúa en sentido contrario. Las proyecciones del modelo Promes indican que el primero prevalecerá en el norte peninsular y en las montañas, en tanto que el segundo afectará principalmente a la mitad meridional. La “mediterraneización” del norte peninsular y la “aridización” del sur son las tendencias más significativas durante el próximo siglo. En el escenario más duro se detecta un desplazamiento de casi un piso bioclimático completo en la mayor parte del territorio, que se reduce casi a la mitad en el escenario más suave. Los desplazamientos de los límites climáticos actuales excederán para muchas especies sus capacidades de migración. Los impactos indirectos más importantes son los que se derivan de cambios edáficos, cambios en el régimen de incendios o del ascenso del nivel del mar. Las interacciones con otros componentes del cambio global (cambios de uso del territorio y de la composición atmosférica) acarrearán impactos significativos pero más inciertos. La modificación de las interacciones entre especies (competencia, asincronías, herbivoría, plagas, invasiones) constituyen otra fuente potencial de impactos sobre los que empiezan a acumularse evidencias, aunque las incertidumbres son grandes. La mayor vulnerabilidad se prevé en la vegetación de alta montaña, los bosques y arbustadas caducifolios sensibles a la agudización de la sequía estival, los bosques esclerofilos y lauroides del sur y sobre todo del suroeste peninsular, y la vegetación litoral. Las tendencias previsibles en la mayor parte del territorio confluyen en torno a la simplificación estructural de la vegetación y el predominio de las extinciones locales sobre las recolonizaciones, que correrán a cargo de especies tolerantes y de distribución relativamente amplia.

El papel ecológico de las plantas como productores primarios hace que los cambios en la flora y en la vegetación ejerzan influencias directas o indirectas en casi todos los sectores. Las pérdidas de diversidad florística tienen una relevancia especial en el caso español, puesto que nuestro país alberga una proporción muy elevada de la diversidad vegetal europea.

Evitar las pérdidas de biodiversidad causadas por los impactos del cambio climático, requiere respuestas globales. Las estrategias sectoriales que se elaboren requieren un marco geográfico más amplio que el de las administraciones regionales o locales de las que dependen en la actualidad. La red de espacios protegidos y la política de conservación son herramientas potenciales que deben revisarse. La restauración ecológica, la planificación y gestión forestal y la regulación de los usos ganadero y cinegético en sistemas forestales deben jugar un papel en la mitigación de los impactos previsibles. La ordenación del territorio debe incorporar la consideración de los impactos del cambio climático cuando menos para tratar de minimizar sus interacciones negativas con los cambios de uso del territorio y las modalidades de uso que pueden convertirse en insostenibles. La evaluación ambiental tiene que asumir también el nuevo marco de interacciones; las evaluaciones ambientales estratégicas deben extenderse para contribuir al cambio de perspectiva, en el que la educación ambiental tendrá que potenciarse para hacer asumibles las políticas sectoriales capaces de atenuar los impactos y para involucrar a las administraciones y a los ciudadanos en su desarrollo y aplicación.

La investigación sobre los impactos del cambio climático en la vegetación puede estructurarse en tres líneas principales e interconectadas: el seguimiento de los cambios en curso, las respuestas de las especies y comunidades a los cambios, y la elaboración de modelos predictivos, basados en la información suministrada por las anteriores y en las proyecciones climáticas, que permitan anticipar los cambios para adoptar en su caso medidas correctoras o paliativas de los impactos.

En lo que respecta a las actividades de seguimiento es conveniente impulsar la participación en las redes fenológicas, incluyendo la aerobiológica, y las posibilidades de aplicación de los datos dendrocronológicos y del empleo de la teledetección. Además, es necesaria la articulación de programas de seguimiento a largo plazo, sobre el terreno, de los cambios florísticos y de vegetación, apoyados en la red de espacios protegidos y representativos de la variedad biogeográfica y de hábitats española. La flora amenazada y la dinámica de la vegetación tras las perturbaciones deberían integrarse en estos seguimientos.

La investigación sobre las respuestas de las especies y comunidades al cambio climático es necesaria, en particular por lo que respecta a las modificaciones de las interacciones entre especies, la caracterización de grupos funcionales de plantas con similares respuestas al cambio climático y la articulación y evaluación de indicadores de los efectos del cambio climático sobre la diversidad vegetal.

El desarrollo de modelos predictivos de la dinámica de la diversidad florística bajo las presiones del cambio climático, representará la herramienta más elaborada para generar proyecciones, diseñar medidas paliativas y evaluar su eficacia. Se requiere todavía un esfuerzo en la optimización de las bases de datos sobre la distribución de la diversidad florística y vegetacional española. Los modelos deberán incorporar progresivamente resoluciones en las escalas de paisaje y regional, efectos de la fragmentación, capacidades de dispersión y migración, efectos indirectos del cambio climático e interacciones con otros componentes del cambio global.

5.1. INTRODUCCIÓN

El objetivo de este capítulo es evaluar los impactos del cambio climático sobre los componentes vegetales de la biodiversidad en España. La dimensión de las modificaciones del clima se ha basado en las proyecciones aportadas en el Capítulo 1. El concepto de biodiversidad que se ha considerado es el más divulgado, que fue propuesto en 1992 en la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro: “la diversidad biológica es la variedad y variabilidad de todo tipo de los organismos vivos y de los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas” (CBD Secretariat 2001), y redefinido por Gitay *et al.* (2002) en términos de “los números y abundancias relativas de genes, especies y comunidades o ecosistemas”. El conocimiento de esta variedad y variabilidad, incluso en territorios tan concretos como un país de las dimensiones del nuestro, dista de ser satisfactorio, como tampoco lo es el de los distintos componentes y niveles de complejidad que la conforman (Noss 1990, Heywood y Baste 1995, Purvis y Hector 2000), en las diferentes escalas espaciales susceptibles de ser analizadas. Por ello, una evaluación de las características requeridas por este Informe tiene que centrarse en aquellos componentes y niveles cuyo grado de conocimiento permite predecir razonablemente respuestas frente a cambios como los que se analizan. En lo que respecta a los componentes vegetales de la biodiversidad, se comentarán aspectos concernientes por una parte a la flora vascular, prestando particular atención a la flora endémica y amenazada, y por otra a la vegetación, como nivel más complejo e integrador de la diversidad vegetal.

La diversidad vegetal en España: flora vascular

El patrimonio vegetal español reúne una diversidad de especies muy relevante en el contexto europeo y mediterráneo. Cerca del 80% de las especies de plantas con flores que viven en la Unión Europea se hallan en nuestro país. Esta riqueza se debe no sólo a las dimensiones geográficas del territorio, sino a una combinación de factores entre los que se cuentan la intrincada orografía, la variedad de climas y microclimas, el mosaico de litologías y suelos y la posición geográfica. La estratégica ubicación de la Península Ibérica ha favorecido históricamente su riqueza florística, ya que en diferentes épocas pasadas ha ejercido el papel de nudo migratorio en el ascenso de la flora norteafricana hacia Europa, de confín occidental en la expansión de flora proveniente del suroeste de Asia y del Mediterráneo oriental, o de refugio meridional, a modo de fondo de saco, cuando los cambios climáticos asociados a las glaciaciones empujaban a la flora hacia los climas menos fríos del sur. La acumulación de contingentes florísticos de variada procedencia ha encontrado un marco adecuado para subsistir en la marcada heterogeneidad espacial y temporal propia de los ambientes mediterráneos (Blondel y Aronson 1999), caracterizados además por la incidencia recurrente de perturbaciones, tanto naturales como antrópicas, que han favorecido la coexistencia de especies con respuestas diferenciadas (Cowling *et al.* 1996, Lavorel 1999).

A pesar de la relevancia de la flora española por comparación con su entorno, carecemos todavía de una cifra precisa de las especies que la componen. Las estimaciones más recientes sitúan la flora vascular (helechos, gimnospermas y angiospermas) entre 8000 y 9000 especies o subespecies. De ellas habría unas 2200 en las islas Canarias (Santos 2001, Izquierdo *et al.* 2001), cerca de 1500 en Baleares y más de 7000 en la España peninsular (Médail y Quézel 1997).

El mapa de la Fig. 5.1 ilustra las pautas de la riqueza florística en el territorio ibero-balear. Está basado en las distribuciones de 1400 taxones expresadas en cuadrículas UTM de 10 km de lado, que suponen entre el 15-20% de la flora del territorio, cifrada entre 7500 y 8500 taxones (Castroviejo 1995, 2002).

Las montañas ibéricas emergen como las áreas de mayor diversidad, resultado que no debe sorprender atendiendo a la diversidad de hábitats que se concitan en ellas y a su menor grado de transformación antrópica (Castro *et al.* 1996). Sierra Nevada se destaca en primer lugar, con un 14% de las especies cartografiadas, seguida de varios enclaves de las cordilleras pirenaica, cantábrica, ibérica y central, así como de las montañas litorales catalano-valencianas y de los restantes macizos béticos. Las mesetas y las grandes cuencas endorreicas y fluviales interiores ofrecen la otra cara de la moneda, al ser extensiones muy transformadas desde antaño y sustentar menor variedad de hábitats para la flora. Los análisis efectuados sobre los patrones regionales de riqueza florística (Lobo *et al.* 2001, Rey Benayas y Scheiner 2002, Pausas *et al.* 2003) muestran que los principales factores determinantes están ligados a los componentes que definen la heterogeneidad ambiental (relieve, sustratos y climas). La riqueza se relaciona también positivamente con la temperatura y con las disponibilidades hídricas, aunque la importancia de esta relación varía de unos estudios a otros (Lobo *et al.* 2001, Pausas *et al.* 2003).

Esta imagen de la diversidad florística total se modifica cuando se examinan por separado sus diversas taxocenosis. La Fig. 5.2 muestra los patrones de riqueza de los pteridófitos (helechos y afines), un grupo de plantas vasculares con problemas particulares de conservación en el territorio ibero-balear. En este caso, a la importancia de las áreas de montaña, entre las que destaca la cadena pirenaica, se añade el factor de la oceanidad como condicionante de los patrones geográficos de riqueza.

La diversidad vegetal en España: flora vascular endémica, rara y amenazada

Además de por su riqueza florística total, España ha sido destacada como el país del entorno Mediterráneo y europeo que alberga el mayor número de endemismos (Médail y Quézel 1997, Gómez Campo 2002, tabla 5.1). Existe una relación directa entre el porcentaje de endemidad y el grado de amenaza que sufre una flora. De hecho, el nivel de endemidad en combinación con la sensibilidad frente a la pérdida de diversidad fueron los criterios empleados a la hora de designar *hot-spots* o “puntos calientes” de biodiversidad (Médail y Quézel 1999, Myers *et al.* 2000), entre los que se sitúan la cuenca mediterránea y las islas Canarias. Aunque hay endemismos vegetales españoles que ocupan una superficie amplia y no se hallan amenazados en absoluto, las altas densidades de endémicas muestran una correspondencia clara con las áreas más ricas en flora amenazada.

Las cifras que se barajan para las plantas vasculares endémicas ibero-balears, incluyendo especies y subespecies, rondan el millar y medio (Pita y Gómez-Campo 1990, Moreno Saiz y Sainz Ollero 1992, Sainz Ollero y Moreno Saiz 2002). Aunque este número se incrementará a medida que progrese la elaboración de *Flora ibérica*, puede estimarse que el porcentaje de endemidad de la flora se mantendrá en torno al valor conocido del 15-20%, una de las cifras de exclusividad más elevadas en el entorno mediterráneo (Tabla 5.1). Las islas Canarias, con unos 550 endemismos (20% de la flora total y cerca del 30% de la flora autóctona), ostentan una situación privilegiada que deriva de su antiguo aislamiento biogeográfico, de la escasa incidencia de las glaciaciones pleistocenas y de un abrupto relieve que da lugar a variados hábitats y climas.

Los análisis efectuados sobre las áreas con más especies estenócoras vuelven a señalar a Sierra Nevada, y en particular la cuadrícula del Veleta, como el territorio de mayor diversidad de flora vascular, seguida de algunos puntos de Ibiza, sierra de Algeciras, macizo de Segura-Cazorla y un rosario de enclaves salpicados a lo largo de las sierras béticas (Castro *et al.* 1996).

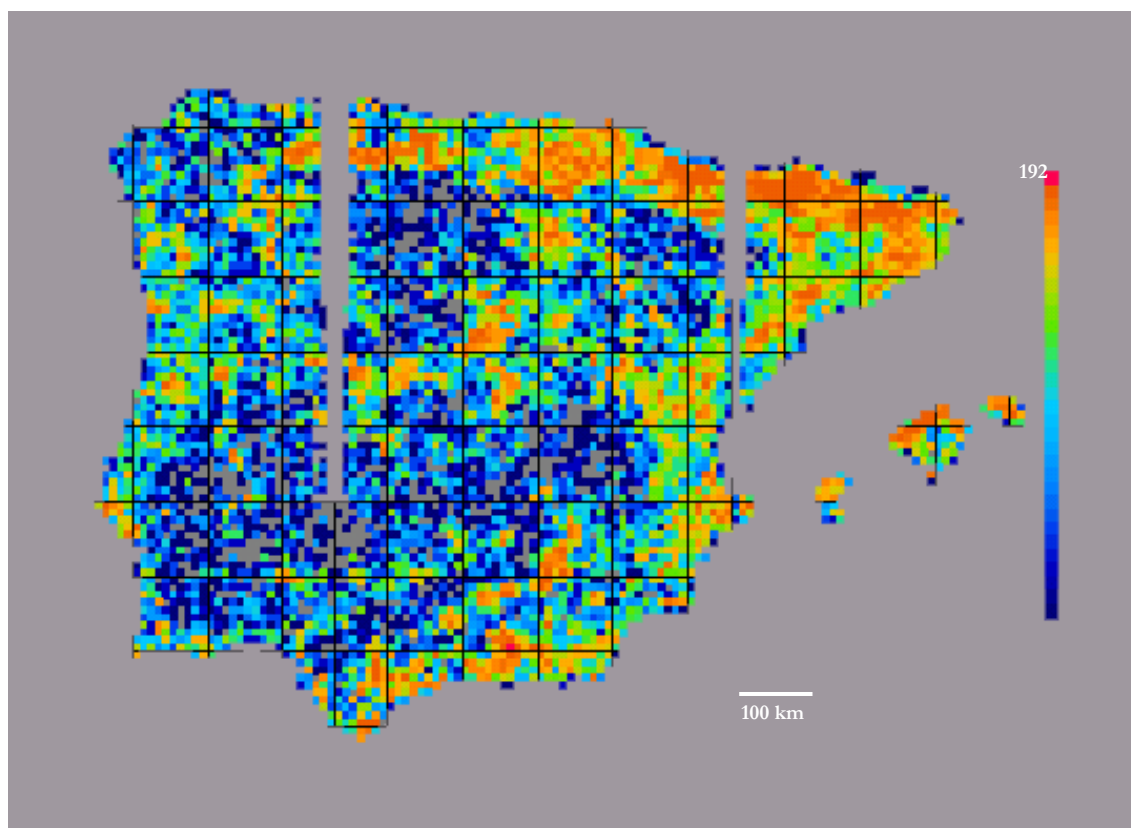


Fig. 5.1. Patrones de riqueza de la flora vascular en la Península Ibérica (basado en la compilación de los mapas de distribución de 1400 taxones).

Tabla 5.1. Número de especies de plantas vasculares y de endemismos en España y países vecinos (ampliado a partir de Médail y Quézel 1999)

País	Nº de especies	Nº de endemismos
Antigua Yugoslavia	5000	320
Argelia	3150	320
España	8000-9000	1300-1500
Francia	5000-6000	900
Grecia	5500	1100
Islas Británicas	1443	17
Italia	5600	730
Marruecos	4200	900
Portugal	2600	114
Túnez	1800	40

En total, dos tercios de las especies incluidas en el Libro Rojo de la flora vascular amenazada española (Bañares *et al.* 2003) son endemismos (321 sobre 478; Moreno Saiz *et al.* 2003a). Su distribución remarca el elevado número de especies estenócoras presentes en las islas o en las montañas peninsulares. En el mapa de la Fig. 5.3 se han representado las cuadrículas UTM de 10 km de lado en las que se han detectado poblaciones de alguno de los taxones incluidos en

el Libro Rojo. De las aproximadamente 5600 cuadrículas de dicho tamaño que cubren España, un total de 727 albergan algún taxón de los tratados. Su distribución muestra claras similitudes con el mapa provincial de las especies más amenazadas presentado en la Lista Roja (Aizpuru *et al.* 2000).

Las islas Canarias, por lo que a su originalidad florística se refiere, han sido consideradas como un “*mini-hotspot*” de biodiversidad (Mittermeier *et al.* 1999), con porcentajes de endemidad en torno al 30% si se tiene en cuenta sólo la flora autóctona (Santos 2001, Machado 2002) y con la gran mayoría (58%) de sus endemismos restringidos a una sola isla (Humphries 1979, Izquierdo *et al.* 2001). El mapa de las 171 especies canarias incluidas recientemente en el Libro Rojo (Fig. 5.3) muestra que prácticamente no hay cuadrícula canaria sin al menos una especie vegetal en riesgo de extinción (Moreno Saiz *et al.* 2003a).

El archipiélago balear cuenta asimismo con especies en peligro y en peligro crítico en todas las islas, aunque con una densidad de ocupación menor que en Canarias. Las islas Pitiusas (Ibiza y Formentera) tienen una representación relativamente copiosa, así como la Serra de Tramuntana y algunos puntos de la costa mallorquina. Este patrón coincide con los últimos estudios sobre la flora balear rara y amenazada o la protegida por la Directiva Habitat (Domínguez Lozano *et al.* 1996, Sáez y Roselló 2001, Bañares *et al.* 2003). Sobre la importancia de las islas en general, y de los riesgos que gravitan sobre su flora, da buena prueba el hecho de que puedan reconocerse en el mapa 5.1.3, pese a su reducida superficie, las islas Columbretes, la de Alborán y las del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia, todas ellas con especies en peligro de extinción.

Respecto a la España peninsular, la Fig. 5.3 remarca la importancia de las montañas béticas y de la costa levantina para la flora amenazada. Las sierras béticas concentran no sólo los mayores porcentajes de endemidad peninsular sino también los máximos niveles de estenocoria, con numerosas especies diferenciales de sus diversos núcleos orográficos (Sainz Ollero y Hernández Bermejo 1985, Castro *et al.* 1996, Blanca *et al.* 1998, 1999). Es llamativo el elevado número de cuadrículas con flora amenazada en la costa y las montañas gallegas, densidad que no había sido anticipada por análisis previos (Moreno Saiz y Sainz Ollero 1992), y que tampoco ha tenido un reflejo proporcionado en la legislación conservacionista española o europea (Domínguez Lozano *et al.* 1996). Los otros territorios eurosiberianos peninsulares quedan más desdibujados o están representados sólo por taxones vulnerables, como sucede en algunos tramos de las cordilleras Cantábrica y Pirenaica.

Las mesetas centrales ibéricas son las áreas con menor número de plantas amenazadas. Esto se explica en buena parte porque han sido alteradas desde muy antiguo y han perdido por tanto su naturalidad, pero en parte también porque son espacios con baja endemidad (Moreno Saiz y Sainz Ollero 1993). En cualquier caso, hay que destacar la considerable dispersión geográfica que muestran las cuadrículas en las que se han detectado especies amenazadas. Hasta 80 taxones del Libro Rojo están presentes en una sola cuadrícula UTM de 1 km² en toda España; para muchas de ellas ésta es toda su distribución mundial, puesto que son endémicas. Sólo 138 taxones tienen un área de distribución repartida entre diez o más cuadrículas.

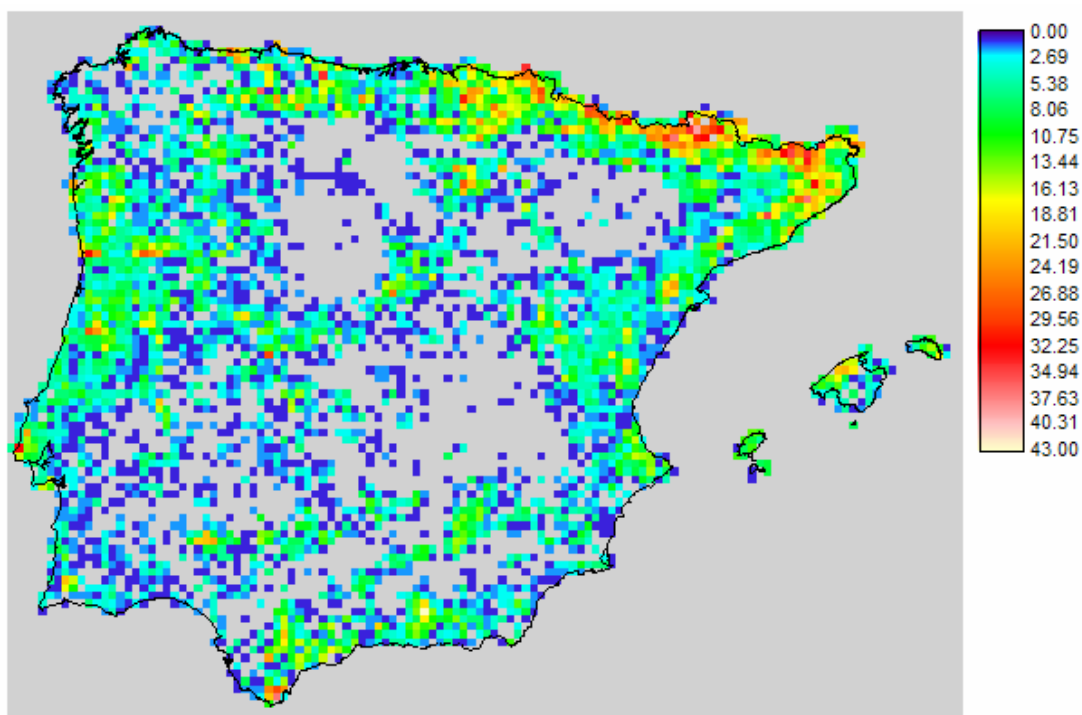


Fig. 5.2. Patrones de riqueza florística de los helechos en cuadrículas de 10 km de lado para la Península Ibérica (Moreno Saiz y Lobo en preparación).

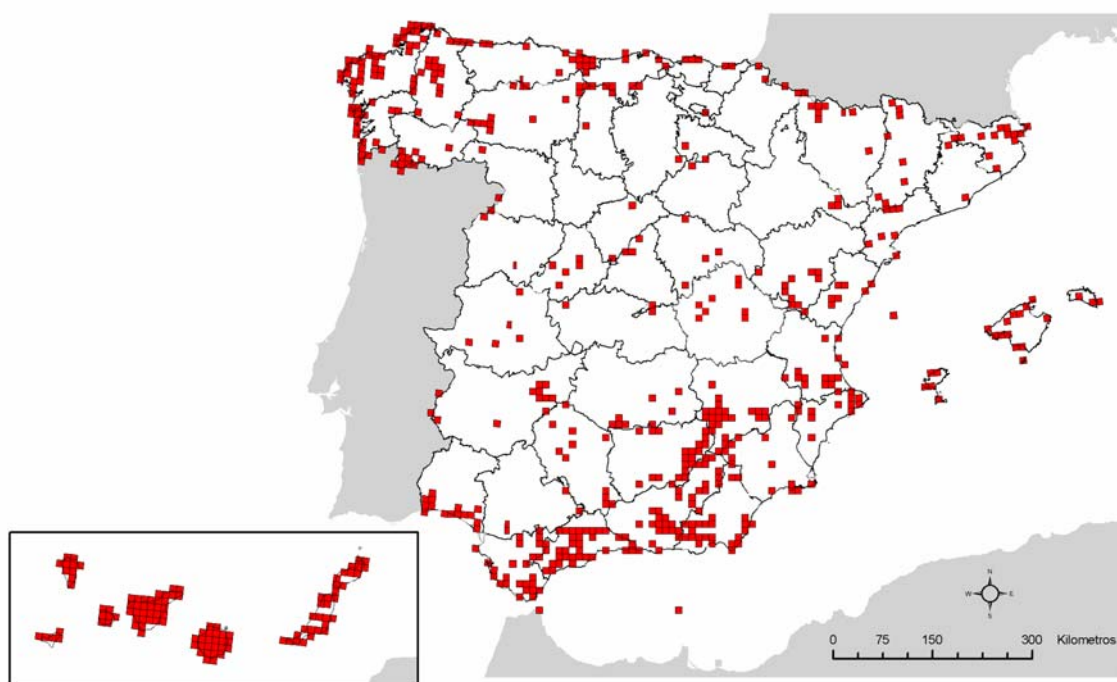


Fig. 5.3. Cuadrículas de 10 km de lado en las que se han detectado poblaciones de especies amenazadas (Bañares et al. 2003).

Los endemismos ibero-baleares están en conjunto más relacionados con etapas intermedias de la sucesión, aparte de sustratos particulares y biotopos propios de los relieves de montaña, que con las comunidades tardo-sucesionales (Montserrat y Villar 1973, Gómez Campo *et al.* 1984, 1987, Laguna 1999, Melendo *et al.* 2003).

La diversidad vegetal en España: tipos de vegetación

La vegetación española se cuenta también entre las más variadas del continente europeo. Cerca del 90% de las clases de vegetación admitidas en las clasificaciones europeas al uso se hallan representadas en España (Mucina 1997, Rivas-Martínez *et al.* 2001, 2002). Las recopilaciones recientes reconocen más de 2000 asociaciones vegetales en la Península Ibérica y sus archipiélagos, cuya diversificación permite evaluar la diversidad interna de los territorios y la diferenciación geográfica de los cortejos florísticos respectivos.

Entre los patrones principales que se reconocen en la distribución de la mayoría de los tipos de vegetación terrestre peninsular se halla en primer término el gradiente norte-sur de sequía de verano, que marca la separación entre la vegetación eurosiberiana, exigente en disponibilidad hídrica estival, y la mediterránea. El norte y el noroeste peninsular, incluyendo las cordilleras Pirenaica, Cantábrica y sus estribaciones galaicas, están dominados en la actualidad por la primera, que extiende sus representaciones de forma fragmentaria a lo largo de los sistemas montañosos de la mitad norte. A la región Mediterránea se adscriben biogeográficamente las cinco sextas partes de la superficie española. Un segundo factor determinante para la vegetación es la naturaleza geológica, que separa los sustratos silíceos predominantes en la mitad occidental de los ricos en bases que conforman la mayor parte del levante y sur peninsular (Loidi 1999). La existencia de sustratos minoritarios particulares (yesos, dolomías, rocas ultrabásicas, etc.) se ha destacado entre los factores que han promovido la endemidad de la flora (Gómez-Campo *et al.* 1984, Gómez Campo 1985, Heywood 1995). La complejidad del relieve introduce gradientes climáticos altitudinales y efectos de barrera asociados que acentúan la diferenciación biogeográfica, en la que es destacable la orientación transversa de los principales sistemas montañosos, que, si ha dificultado las migraciones meridianas, también es cierto que ha favorecido los empaquetamientos de especies en final de área o a lo largo de ecotonos. Entre los efectos climáticos inducidos por el relieve se cuentan las dos principales áreas semiáridas peninsulares, la depresión del Ebro y el sureste ibérico; en este último territorio destaca la riqueza en plantas de distribución ibero-norteafricana (Alcaraz *et al.* 1991). Por último, la insularidad alcanza su máxima expresión en la originalidad de la flora y la vegetación canarias; esta última cuenta con varias clases de vegetación endémicas o compartidas con los archipiélagos vecinos (Rivas-Martínez *et al.* 1993). La sectorización biogeográfica del territorio español se ajusta a estos factores (Rivas-Martínez y Loidi 1999a, 1999b, Rivas-Martínez *et al.* 2002).

Los principales tipos estructurales de la vegetación peninsular que consideraremos en este Informe se resumirán en el apartado 5.3.3, junto con la evaluación de los correspondientes impactos del cambio climático. La vegetación de riberas y humedales se ha tratado en el Capítulo 4 del Informe.

Impactos recientes sobre la diversidad vegetal

La vegetación española actual, salvo en muy contados y reducidos enclaves, es, como la de la mayor parte de Europa, el resultado de una larga historia de intervenciones humanas que en parte se han superpuesto a los últimos cambios climáticos pasados, de los que el episodio más reciente habría sido la Pequeña Edad del Hielo (PEH). Entre estas intervenciones se cuentan extensas deforestaciones, masivas o selectivas, que, junto con la extracción de leña o madera,

alcanzarían su apogeo a principios del siglo pasado; y la implantación de usos agrícolas y ganaderos con las transformaciones asociadas. Los paisajes modelados por estos usos del territorio, interfiriendo con una vegetación compleja y sólo parcialmente ajustada a los últimos avatares climáticos, ha debido sin duda suprimir aquellos componentes de la diversidad menos tolerantes, pero a la vez ha contribuido al mantenimiento en coexistencia de otros componentes que hoy caracterizan buena parte de la biodiversidad de los paisajes europeos en general y de los mediterráneos en particular.

Durante los últimos decenios se han registrado otros impactos sobre la vegetación que forman parte del denominado cambio global y que están contribuyendo activamente al deterioro de la biodiversidad. En España son destacables en primer término los cambios de uso del territorio, motivados tanto por el abandono rural como por la intensificación de las explotaciones. El abandono de las tierras agrícola-mente menos productivas (casi un 2% en el último decenio, una sexta parte de las cuales ha cambiado su uso por la construcción urbana y de infraestructuras), junto con la reducción o abandono de las prácticas ganaderas extensivas y de la extracción de leña y carbón, han favorecido la extensión de matorrales y de ciertos pastos seminaturales, y el crecimiento de las masas forestales, al que han contribuido también las políticas de reforestación (más de 4 Mha en los últimos 40 años). La acumulación subsiguiente de necromasa vegetal combustible en los montes ha fomentado la incidencia y la propagación de incendios, como se explica en el Capítulo 12. La intensificación de usos actúa por su parte disminuyendo la diversidad biológica, al fomentar procesos de eutrofización y contaminación, erosión y desertificación, reducción y fragmentación de ciertos hábitats en unos casos y homogeneización de los paisajes en otros, etc. Además, la transformación antrópica y el desarrollo del comercio y los transportes se considera que están favoreciendo la introducción de especies exóticas y con ello las oportunidades para el desencadenamiento de invasiones biológicas. Este cúmulo de factores no ha producido todavía extinciones de la flora vascular tan considerables como en otros grupos biológicos (Greuter 1991, 1994), aunque debe estar contribuyendo a incrementar las proporciones de flora amenazada.

Paralelamente, los últimos decenios han visto incrementarse el número y la extensión de espacios naturales protegidos, que actualmente representan cerca de un 6% de la superficie nacional (Gómez-Limón 2000, Reyero 2002), pero que se elevarán al 23% con las Zonas Especiales de Conservación que se establezcan en el marco de la Directiva Hábitat (Orella 1999, Morillo y Gómez-Campo 2000). La distribución de esta futura red de espacios protegidos (Orella 1999) se concentra en las áreas de montaña y deja huecos importantes en las llanuras y depresiones interiores, así como en muchos tramos del litoral; las desigualdades entre territorios administrativos son igualmente notorias.

La coincidencia en el tiempo de estos cambios en los usos del territorio con los primeros síntomas esperables de los efectos del cambio climático hace particularmente complicado deslindar los correspondientes impactos. Los cambios de uso, y singularmente el abandono, favorecen en unos casos la extensión de tipos de vegetación mas competitiva, y en otros pueden evidenciar ahora ajustes de la vegetación a cambios climáticos recientes, que no se habían podido expresar mientras la presión de uso se mantenía. En el caso de la flora y la vegetación hay que considerar, además, la superposición de otros efectos derivados de cambios en la composición atmosférica con influencias directas sobre las plantas, como los incrementos de CO₂, ozono troposférico, aerosoles, deposición atmosférica de óxidos de nitrógeno, etc.

En la elaboración del Atlas y Libro Rojo de la Flora Amenazada (Bañares *et al.* 2003) se llevó a cabo una evaluación individualizada de los factores de riesgo para cada una de las 2223 poblaciones detectadas, que permite analizar las amenazas reconocidas para el componente más vulnerable de la flora. Las respuestas extraídas del trabajo de campo se sintetizan en la Tabla 5.2. Aunque el nivel de detalle haya sido ahora mayor (poblaciones en lugar de taxones),

los factores de riesgo más citados coinciden en general con los que ya se habían indicado anteriormente (Gómez Campo *et al.* 1996, Domínguez Lozano *et al.* 1996). Sea como amenaza verificada o como riesgo potencial, el sobrepastoreo es el factor más citado (casi el 40% de las poblaciones), seguido de cerca por la artificialización de los terrenos, la recolección tradicional y el coleccionismo, o el desplazamiento competitivo por otras especies vegetales. Asimismo, los autores apuntan a que la reducción, fragmentación y degradación de los hábitats naturales y seminaturales conforman los principales riesgos para la persistencia de las especies. Llama la atención, sin embargo, que la competencia de plantas exóticas introducidas o el cambio climático no se hayan considerado entre las amenazas recurrentes para un número elevado de especies (Moreno Saiz *et al.* 2003b). Este último, no obstante, se ha apuntado como factor de amenaza en Sierra Nevada y en Canarias (Blanca *et al.* 2002, Marrero *et al.* 2003).

Entre los riesgos potenciales sobre los que se interrogaba en el Libro Rojo, las respuestas de la tabla muestran gran coincidencia en señalar muchas de las perturbaciones asociadas al cambio climático o susceptibles de agudizarse con él (Houghton *et al.* 2001): sequías, incendios, temporales, avenidas y otros riesgos geológicos. Aunque estas perturbaciones son consustanciales a la mayoría de los ecosistemas de los que forman parte los endemismos y la flora amenazada, su presumible mayor incidencia futura bajo los escenarios de cambio climático disponibles constituye un factor cierto de riesgo para la diversidad florística.

Tabla 5.2. Amenazas y riesgos potenciales más citados para la flora vascular amenazada incluida en el Libro Rojo español, expresados como proporción del número total de poblaciones muestreadas (2223) de las 478 especies consideradas (Moreno Saiz *et al.* 2003a).

Amenazas	Nº de poblaciones afectadas	% respecto al total (2223)
Amenazas debidas a acciones humanas		
Pastoreo	851	38
Pisoteo y artificialización	656	30
Coleccionismo o recolección tradicional	426	19
Amenazas de origen biótico		
Competencia vegetal natural	493	22
Predación	475	21
Escasa plasticidad ecológica	441	20
Pobre estrategia reproductiva	224	10
Amenazas debidas al tipo de desarrollo		
Obras de acondicionamiento	527	24
Construcción de nuevas vías de comunicación	324	15
Urbanización	210	9
Amenazas indirectas		
Mejora de la accesibilidad en vehículo	398	18
Mejora de la accesibilidad a pie	328	15
Mejora de la accesibilidad a terrenos próximos	239	11
Accidentes potenciales debidos a:		
Sequías	1192	54
Desprendimientos	995	45
Incendios	806	36
Temporales	696	31
Inundaciones y avenidas	499	22
Corrimientos	475	21
Actividad volcánica	448	20
Aludes	426	19

5.2. SENSIBILIDAD AL CLIMA ACTUAL

5.2.1. Relaciones actuales entre el clima y la vegetación

Las relaciones entre los elementos del clima y la estructura de la vegetación, la productividad primaria o las áreas de distribución de las plantas, han constituido uno de los temas clásicos de la literatura geobotánica (Woodward 1987, Woodward y Williams 1987, Blasi 1996, Fernández-González 1997). Numerosos autores han propuesto clasificaciones del clima que tratan de ajustar las últimas a los valores de los primeros, derivados en general de registros meteorológicos estandarizados. Casi todas estas clasificaciones coinciden en la importancia de las variables térmicas (temperaturas medias o mínimas, temperatura positiva o sumatorios de temperatura, duración del periodo de actividad vegetativa, etc.), por una parte, y de las variables relacionadas con las disponibilidades hídricas anuales o estacionales (precipitación, balance hídrico, índices ombrotérmicos), por otra, a la hora de ajustar climáticamente las áreas de distribución de las plantas o los tipos de vegetación. Los análisis multivariantes de estas relaciones reflejan resultados similares (Moreno *et al.* 1990, Gavilán y Fernández-González 1997, Gavilán *et al.* 1998). Aunque los ajustes obtenidos son principalmente correlacionales, se han elaborado modelos generales capaces de predecir a nivel global la distribución de los principales tipos fisonómicos de vegetación (Box 1981, 1996, Woodward 1987, 1992, Prentice *et al.* 1992, Haxeltine *et al.* 1996), que prueban la existencia de relaciones causales, entre las que las más evidentes se derivan de la tolerancia de las plantas a las temperaturas extremas, la duración mínima del período vegetativo, o el ajuste del ciclo vital y la dependencia de la productividad con respecto a las disponibilidades energéticas e hídricas.

En España, una de las clasificaciones climáticas más detalladas disponible, sobre todo en lo que se refiere a su relación con los tipos de vegetación, es la desarrollada por Rivas-Martínez y colaboradores (1997, 1999, 2002, www.globalbioclimatics.org). En esta clasificación se utilizan distintos índices ombrotérmicos estivales para separar los climas mediterráneos de los templados (sin déficit hídrico de verano), y se definen los pisos bioclimáticos correspondientes a cada tipo de macroclima mediante temperaturas positivas acumuladas (termotipos) y cocientes ombrotérmicos anuales (ombrotipos). Las unidades de esta clasificación se aplicarán en el apartado siguiente (5.3.2 y 5.3.3) a la evaluación de las proyecciones de cambio climático.

Mientras que las clasificaciones mencionadas se basan en las regularidades del clima, sus irregularidades, las fluctuaciones climáticas interanuales (Rodó y Comín 2001), merecen especial atención por sus efectos en las tasas de reproducción (Herrera 1998), reclutamiento y mortalidad de las plantas (Moreno *et al.* 1999, Quintana *et al.* 2004), en el régimen de perturbaciones (Capítulo 12) y en la dinámica de la diversidad de las comunidades (Figueroa y Davy 1991, Peco *et al.* 1998). Este tipo de efectos, documentados en diferentes tipos de hábitats y especies, aunque con mucho menor detalle, se superponen a los inducidos por las tendencias del cambio climático, pudiendo interferir con ellos e incluso oscurecerlos (Hulme *et al.* 1999).

5.2.2. Cambios climáticos pasados y cambios en la vegetación

Desde la aparición de los climas de tipo mediterráneo, hace entre 3.2 y 2.3 MaBP (Suc 1984), los cambios climáticos se han convertido en norma durante el Pleistoceno, que a lo largo de sus dos millones de años ha registrado entre cuatro y seis ciclos principales de glaciaciones interrumpidas por otros tantos periodos interglaciares, éstos más cálidos, en general más húmedos y casi diez veces más breves en conjunto que aquéllas. Se ha estimado que durante los periodos glaciares la temperatura global del planeta descendió entre 6-8 °C, y más acusadamente en las latitudes boreales y polares que en las tropicales; no obstante, estos periodos parecen haber estado caracterizados por grandes irregularidades climáticas.

En la cuenca mediterránea el frío parece que afectó a las temperaturas invernales más que a las estivales (Prentice *et al.* 1992). Aparte del desarrollo de grandes casquetes de hielo en latitudes altas y medias, el nivel del mar descendió (180 m en el Mediterráneo durante el apogeo de la última glaciación, hace 18000 años), y también la precipitación global, por disminución del montante de vapor de agua atmosférico, aunque las evidencias a este respecto son más confusas y posiblemente las variaciones regionales y estacionales (Prentice *et al.* 1992) hayan sido considerables.

Los efectos de las glaciaciones sobre la flora y la vegetación se tradujeron en migraciones hacia latitudes más bajas y extinciones locales o regionales. Durante los períodos interglaciales la flora, acantonada en refugios meridionales, avanzó en latitud, con velocidades diferentes según especies y períodos, comprendidas, en el caso de los árboles holárticos, entre 5-50 km/siglo para la mayoría de las especies zoócoras y hasta (10)50-200 km/siglo para las anemócoras (Huntley y Birks 1983, Huntley 1991). *Pinus*, *Corylus* (150 km/siglo) y *Alnus* (hasta 200 km/siglo) se hallan entre los géneros más rápidos. La recomposición de la vegetación tuvo dimensiones diferentes según la latitud, puesto que en los territorios boreales y templados septentrionales se produjeron recolonizaciones tras la retirada de los hielos, mientras que en latitudes templadas medias predominaron los desplazamientos (latitudinales y en muchos casos también longitudinales), y en latitudes templadas meridionales procesos de acumulación de especies, además de sus movimientos altitudinales, favorecidos por el rejuvenecimiento del relieve en estos territorios durante la orogenia alpina. Las extinciones afectaron principalmente a la flora de carácter tropical que hasta finales del Terciario había predominado en las latitudes medias. Tras los dos primeros ciclos de glaciaciones la casi totalidad de este contingente se había extinguido en Europa, donde la orientación transversa de los principales sistemas montañosos dificultó las migraciones meridianas más que en otros continentes. Se conocen mal los cambios ocurridos durante los períodos interglaciales anteriores, pero en algunos los pulsos mediterráneos parece que fueron importantes (Pons y Quézel 1985); hay evidencias de que en el interglacial anterior se alcanzaron temperaturas superiores hasta en 4 °C a las actuales. Aunque la duración del Cuaternario ha sido breve en términos evolutivos, los procesos de especiación han debido ser relevantes y han estado fomentados, aparte de por las variaciones climáticas, por la fragmentación de las áreas de las especies en los territorios de refugio, la diversidad orográfica y litológica de éstos y los procesos de poliploidía, que han operado de forma efectiva en distintos grupos de angiospermas durante las recolonizaciones interglaciales. Por lo que a la cuenca mediterránea respecta, la especiación ha sido mucho más activa entre los elementos mediterráneos “modernos” que entre los “pre-mediterráneos”. De este modo, los periodos glaciales han sido los más efectivos a la hora de determinar extinciones, y los que han aportado el tiempo evolutivo necesario. Durante los interglaciales han tenido lugar principalmente procesos de redistribución de la flora, en los que el litoral, los valles y las montañas han desempeñado un importante papel como áreas de refugio y vías de migración.

Desde el apogeo de la última glaciación, hace unos 18000 años, el clima se ha atemperado progresivamente pero de un modo no uniforme, ni temporal ni espacialmente. En las fases iniciales (14000-10000 aBP) se registraron episodios de calentamiento agudos, en algunos de los cuales se aprecian expansiones importantes de la vegetación esclerofila (Pons y Reille 1988, Burjachs y Juliá 1994), interrumpidos por enfriamientos súbitos como los del Dryas antiguo y reciente, que pudieron tener lugar en plazos tan cortos como un par de siglos. La deglaciación final se inicia seguidamente, a lo largo del Holoceno, con modificaciones térmicas moderadas pero importantes cambios en la pluviosidad (Pérez-Obiol y Juliá 1994, Burjachs *et al.* 1997, Jalut *et al.* 1997, 2000, Davis *et al.* 2003). Durante el primer cuarto del Holoceno se asiste a un calentamiento progresivo pero en un marco de precipitaciones moderadas, al menos en el Mediterráneo occidental. En el segundo cuarto (aprox. 7500-5000 aBP) se registra un incremento considerable de las precipitaciones; las temperaturas pudieron superar a las actuales en hasta 2 °C durante las fases más cálidas. En el tercer cuarto, hasta los 2500-2000

aBP, la pluviosidad disminuye, sobre todo en la mitad meridional y oriental de la Península, así como en el norte de África (Cheddadi *et al.* 1998); en cambio, en Europa y en el norte peninsular sólo se detecta un enfriamiento moderado. Desde mediados del Holoceno, sobre todo en las comarcas litorales, se manifiestan los primeros impactos sobre la vegetación del hombre neolítico, que se generalizarán también en el interior durante los últimos dos millares de años, a la par que prosiguen las tendencias anteriores con oscilaciones menores, como los episodios fríos y cálidos medievales o la Pequeña Edad del Hielo.

Los cambios en la vegetación, documentados principalmente a través de los registros paleopalinológicos, han respondido con desfases diversos entre territorios a estas oscilaciones del clima, que no debieron ser uniformes. En Europa, los primeros calentamientos postglaciales promovieron el desplazamiento de las tundras, hasta entonces dominantes, hacia el norte y las altas montañas, y la expansión, primero, de pinos y abedules, seguidos a continuación de avellanos y otras fagáceas caducifolias. Tendencias similares se registran en el norte de la península (Peñalba 1994, Allen *et al.* 1996); en cambio, en el mediterráneo occidental, las estepas y bosques abiertos de coníferas (*Pinus* y *Juniperus*) que dominaban los paisajes tardiglaciales (Pons y Reille 1988, Pérez-Obiol y Julià 1994) se mantuvieron relativamente firmes durante el primer cuarto del Holoceno. Sólo a partir de entonces se producen migraciones progresivas de elementos tanto caducifolios como esclerofilos, más lentas y tardías en el sur, hasta que con el incremento de las precipitaciones se asiste a una expansión importante de las distintas formaciones forestales caducifolias. Los bosques y elementos mesofíticos empiezan a retraerse a favor de la vegetación esclerofila y en general xerofítica a partir de mediados del Holoceno, cuando, sobre todo en la mitad meridional, se acentúa la aridización, y el clima mediterráneo adquiere su extensión actual en la cuenca. En el norte peninsular, en cambio, la “mediterraneización” ha sido nula o muy moderada, puesto que la expansión del haya se prolongaría hasta el último cuarto del Holoceno (Peñalba 1994).

Los análisis paleopalinológicos recogen sólo una pequeña fracción de las especies involucradas en los cambios, pero ponen de manifiesto que las respuestas de la vegetación a las oscilaciones climáticas alternan fases relativamente lentas, que llegan a prolongarse durante varios siglos, en las que se producen las migraciones y operan mecanismos de resistencia al cambio de la vegetación ya instalada; y fases de cambio de la dominancia que pueden ser muy rápidas, sobre todo cuando se producen sinergias con ciertas perturbaciones u otras causas que quiebran la resistencia de las especies hasta entonces dominantes. Por ejemplo, cambios en el régimen pírco asociados a intensificaciones de la aridez, y a intervenciones antrópicas en ciertos casos, han acelerado la sustitución de bosques caducifolios por vegetación esclerofila o bosques de coníferas, o las alternancias entre estos dos últimos, en diversas áreas del sur y este peninsular (Riera y Esteban 1997, Carrión *et al.* 2001a, 2001b, 2003). Estos cambios rápidos de dominancia pueden tener lugar en menos de un siglo, una vez producida la inmigración. También son rápidas las expansiones de vegetación herbácea y leñosa asociadas a las transformaciones antrópicas del territorio por usos ganaderos o agrícolas, que se han superpuesto a los cambios ambientales de los últimos milenios complicando su interpretación (Pons y Quézel 1985, Reille y Pons 1992, Carrión *et al.* 2001a, 2001b, Carrión 2002). Los procesos de migración han sido probablemente más limitados en los territorios mediterráneos que en latitudes más septentrionales (Huntley 1991), debido a la abundancia de refugios y a los obstáculos fisiográficos. Por ello, y dentro del marco de las respuestas individualistas de las especies a los cambios climáticos (Moore 1990, Graham y Grimm 1990, Huntley 1991), se han producido una serie de redistribuciones de la flora que han determinado la fuerte compartimentación geográfica actual que muestran muchos tipos de comunidades vegetales.

5.3. IMPACTOS PREVISIBLES DEL CAMBIO CLIMÁTICO

5.3.1. Tipos de impactos previsibles sobre la flora y la vegetación

Como se ha documentado en el Capítulo 1, los registros meteorológicos de los últimos decenios empiezan a mostrar señales claras del cambio climático en España, aunque todavía difíciles de resolver con la necesaria nitidez espacial y temporal. La señal térmica es más clara, con un ascenso estimado para el último tercio de siglo de entre 0.3 y 0.6°C por década, con divergencias notables entre territorios, estaciones del año y temperaturas máximas o mínimas. Las señales de cambio pluviométrico son más confusas debido a sus complejos patrones de variabilidad espacial y temporal (inter e intra-anual). Parece haber evidencias de un descenso de las precipitaciones en la mayor parte de la península exceptuando el norte y noroeste, donde sin embargo la precipitación invernal podría haber disminuido también. No puede afirmarse, sin embargo, que esté incrementándose globalmente la variabilidad interanual, aunque se han detectado síntomas tanto de una mayor variabilidad pluviométrica en el sur y el sudeste como de una mayor concentración estacional de las lluvias. El análisis de series dendrocronológicas sugiere un incremento de la variabilidad térmica y pluviométrica durante el último siglo (Manrique y Cancio 2000). También se han señalado reducciones locales de la innivación y de la cobertura nival. En conjunto, esta señal meteorológica se traduce en un calentamiento medio de 1-1.5°C, equivalente a un ascenso potencial de unos 200 m en los límites altitudinales de muchas especies.

5.3.1.1. Impactos directos

Las proyecciones de cambio climático para finales de siglo en el suroeste de Europa, documentadas en el Capítulo 1, apuntan en la dirección de un ascenso general de las temperaturas, con ciertas diferencias estacionales significativas; una reducción de las disponibilidades hídricas, motivada por el calentamiento y por la disminución y la redistribución estacional de las precipitaciones; y un aumento de la variabilidad climática, sobre todo en el régimen térmico y en lo que se refiere a los eventos extremos de calor, aunque no claramente en el régimen pluviométrico.

Las consecuencias directas de la elevación de temperatura para las plantas suponen, en principio, la ampliación del periodo de actividad vegetativa, al disminuir las restricciones provocadas por las bajas temperaturas, y, en ausencia de limitaciones hídricas, el incremento de la actividad biológica y por tanto de la productividad potencial. El ajuste de las fases del ciclo de desarrollo de las plantas al nuevo régimen de temperaturas conllevará cambios fenológicos, tanto en las especies silvestres como en las cultivadas, entre los que los más fácilmente esperables se refieren al adelanto de las fechas de foliación, floración y fructificación, o el retraso de la abscisión foliar en las especies caducifolias de invierno. No obstante, son esperables respuestas diferentes entre especies y entre procesos, puesto que los mecanismos de control termoperiódico y su importancia relativa frente a otros tipos de controles (fotoperíodo, hidroperíodo) son variables, así como la plasticidad fenotípica (Kramer 1995). Por ello, no todas las especies podrán aprovechar por igual la ampliación del periodo térmico de actividad (Körner 1994, 1995b), lo que supondrá modificaciones en las relaciones competitivas. En contrapartida, el adelanto fenológico conlleva un mayor riesgo de exposición a posibles heladas tardías, que pueden revestir importancia sólo en zonas de montaña, puesto que su incidencia general se reducirá. Por otra parte, el calentamiento abre, para las especies que puedan rentabilizarlo, la posibilidad de adentrarse en territorios de los que se hallaban excluidas por sus condiciones térmicas. Estas expansiones en sentido latitudinal o altitudinal serán más efectivas en la medida en que los hábitats de nueva ocupación no estén ya ocupados por otras especies, o lo estén por especies competitivamente inferiores. No obstante, para ciertas plantas, sobre todo de climas fríos (altas latitudes o altitudes), el calentamiento puede implicar la inhibición de fases del ciclo vital inducidas por bajas temperaturas (Körner

1995b, Larcher 1995), con afecciones para la viabilidad de las poblaciones afectadas, que podrían experimentar retracciones importantes. Las evidencias sobre modificaciones fenológicas inducidas por el cambio climático se comentarán en el apartado 5.8.

Las consecuencias directas de la reducción de las disponibilidades hídricas son parcialmente opuestas a las anteriores, puesto que implican disminuciones de la productividad potencial corroboradas en las mismas proyecciones de cambio climático (Capítulo 1). El ascenso paralelo de las temperaturas reducirá todavía más la productividad primaria neta, al incrementar las tasas de respiración. Esta tendencia favorecerá a plantas tolerantes o evitadoras de la sequía frente a otras potencialmente más productivas, y en los casos extremos favorecerá además la simplificación estructural de la vegetación a través de su reducción en altura y recubrimiento (Rambal y Debussche 1995). A diferencia del calentamiento, la minoración de las disponibilidades hídricas es mucho más efectiva a la hora de excluir a las especies menos tolerantes, a través de sus impactos sobre las tasas de reproducción y reclutamiento, las lesiones en individuos adultos o su debilitamiento y susceptibilidad frente a predadores y plagas. De hecho, en la distribución de la flora y la vegetación mediterráneas las relaciones hídricas revelan a menudo mayor poder discriminante que las puramente térmicas (Gavilán 1994, Gavilán *et al.* 1998, Gavilán 2003).

El aumento de la variabilidad climática y de la incidencia de eventos extremos es uno de los aspectos del cambio climático más sujeto a incertidumbres. Si, como apuntan las proyecciones, la principal tendencia consiste en una mayor frecuencia de olas de calor tardoprimaverales, sus efectos pueden acelerar la exclusión de las especies menos tolerantes a la sequía.

En relación con cambios climáticos precedentes y documentados, incluidas las fuertes oscilaciones del Alleröd y del último Dryas, el que está ocurriendo actualmente tiene un carácter extraordinariamente abrupto. La capacidad de respuesta de las especies mediante procesos microevolutivos será muy limitada (Bradshaw y McNeilly 1991), aunque en ciertos géneros de plantas poco longevas y que han mostrado una gran capacidad de radiación evolutiva reciente podrán detectarse respuestas de este tipo. La magnitud de los cambios proyectados indica que una parte importante de la flora verá superados los límites de su plasticidad fenotípica en muchos territorios (Holt 1990); esta plasticidad podría hallarse constreñida, además, en ambientes desfavorables, como los mediterráneos y los de alta montaña (Valladares 2001). Para las plantas más longevas, a la imposibilidad de cualquier respuesta microevolutiva se añadirá la dificultad de las respuestas basadas en la aclimatación, al menos por parte de los individuos adultos. Por ello, los desplazamientos latitudinales y altitudinales constituirán una respuesta fundamental en los reajustes de la flora a las nuevas condiciones climáticas y podrían paliar las proporciones de la extinción previsible (Bakennes *et al.* 2002, Thomas *et al.* 2004).

La capacidad de migrar bajo la presión de un cambio climático está documentada en el Pleistoceno para muchas especies (véase 2.2), pero sólo las más rápidas podrían afrontar por esta vía la envergadura de los cambios futuros, y siempre tras períodos de retardo más o menos dilatados. Los desplazamientos en latitud serán más fáciles para especies poco longevas, con buenas capacidades dispersivas y con pocas exigencias de hábitat adecuado para instalarse. Esta última condición será particularmente limitante para muchas especies en los paisajes actuales, profundamente transformados y fragmentados (Pitelka *et al.* 1997). Las migraciones altitudinales requieren movimientos de menor alcance, pero suponen reducciones del área disponible para las especies cuyo espacio climático apto se remonte en altitud. Existen abundantes evidencias de movimientos altitudinales y latitudinales de la flora atribuibles al cambio climático (Hughes 2000, McCarthy 2001, Walther *et al.* 2002, Parmesan y Yohe 2003), incluyendo los líquenes (van Hark *et al.* 2002). Estos movimientos supondrán, en cualquier caso, recomposiciones importantes de las comunidades. Además de su capacidad de dispersión y de su plasticidad, otros factores que favorecerán la supervivencia de las especies

frente al cambio climático tienen que ver con su amplitud altitudinal, geográfica y de hábitat, y con la diversidad genética de sus poblaciones. Por último, la persistencia in situ prolongada puede ser viable en ciertas especies longevas y capaces de aprovechar ventanas temporales favorables para la reproducción y el reclutamiento, o con dinámicas metapoblacionales o de fuente-sumidero que posibiliten recolonizaciones periódicas (Eriksson 1996).

5.3.1.2. Impactos indirectos

Aparte de estos efectos directos, el cambio climático actuará también a través de su influencia sobre otros factores que a su vez repercuten en la vegetación. Entre estos efectos indirectos se hallan los que implican al suelo como soporte físico y nutricional de las plantas, los relacionados con el régimen de perturbaciones (Pickett y White 1985) y los derivados del ascenso del nivel del mar.

El contenido en materia orgánica del suelo es un factor clave para las disponibilidades edáficas de agua y nutrientes. Las proyecciones de cambio climático disponibles apuntan hacia una reducción generalizada del contenido de carbono orgánico de los suelos, como consecuencia de la reducción de las precipitaciones combinada con el calentamiento térmico. Esta tendencia podría acelerarse sinérgicamente a través de la interacción con la agudización del régimen de incendios, fomentada por las nuevas condiciones climáticas, y de la erosión, promovida tanto por las perturbaciones como por la reducción de materia orgánica en los suelos. La mineralización de la materia orgánica puede afectar rápidamente y a corto plazo a ciertos sistemas dependientes, como las turberas, que serían fácilmente desplazados por otros tipos de vegetación más productivos. La aridización del clima y la pérdida de materia orgánica edáfica promoverían asimismo los procesos de desertificación, que en la actualidad afectan gravemente a un tercio de la superficie española, sobre todo en el sur y levante peninsular. Por último, la salinización de los suelos puede también sobrevenir con bastante rapidez, sobre todo en terrenos agrícolas en régimen de regadío. La elevación del contenido de sales de los horizontes superficiales constituye un factor muy selectivo para la flora, que responde rápidamente en términos de empobrecimiento a causa del reducido número de especies capaces de tolerarla. En las áreas más afectadas por la aridización cabe esperar una disminución de las tasas de lavado de bases y un elevamiento del pH, que favorecerían la expansión de flora indiferente o basófila a expensas de la estrictamente acidófila.

En lo que respecta al régimen de perturbaciones, ya se ha mencionado la posible mayor incidencia de olas de calor, a la que cabe añadir, por lo que respecta a nuestras latitudes, las modificaciones del régimen de incendios, comentadas en el Capítulo 12. Una mayor incidencia de incendios puede acelerar los reemplazamientos entre especies o tipos de vegetación con diferente grado de adaptación a las nuevas condiciones climáticas, puesto que éstas gobernarán la dinámica de la regeneración post-incendio (Quintana *et al.* 2004, Rodrigo *et al.* 2004). Los incendios extensos o recurrentes pueden contribuir a homogeneizar los paisajes resultantes (Pérez *et al.* 2003), así como desencadenar dinámicas degradativas que aceleren la simplificación estructural de la vegetación, al incrementar la erosión, que a su vez empobrece los bancos de semillas (García-Fayos *et al.* 1995) y las disponibilidades edáficas de nutrientes.

Otra de las consecuencias del calentamiento será el ascenso del nivel del mar, motivado por la expansión térmica de la masa oceánica y la fusión de casquetes y glaciares. Los cambios en la línea de costa, en sus procesos geomorfológicos, en el nivel freático y en los sistemas litorales asociados (albuferas, dunas), afectarán a la flora y las comunidades vegetales dependientes de los mismos.

5.3.1.3. Interacciones con otros componentes del cambio global

Una de las mayores fuentes de incertidumbre sobre los efectos del cambio climático proviene de sus posibles sinergias y antagonismos con otros componentes del cambio global, y en particular, por lo que a las plantas se refiere, con los cambios en la composición atmosférica y los cambios de uso del territorio (Moreno y Oechel 1992, Moreno 1994, Moreno y Fellous 1997, Lavorel *et al.* 1998), que están llamados a ejercer un papel modulador de los efectos directos e indirectos del cambio estrictamente climático (Peñuelas 1996, 2001).

Los cambios atmosféricos constituyen la principal causa del cambio climático, pero además ejercen influencias independientes sobre el funcionamiento de las plantas. El enriquecimiento de la atmósfera en CO₂ y la deposición de compuestos nitrogenados tienen un efecto fertilizador que incrementa la fotosíntesis y la actividad biológica en general (Woodward *et al.* 1991, Ceulemans y Mousseau 1994, Strain y Thomas 1995, Körner 2000). El primero, además, mejora la eficiencia en el consumo de agua y de nitrógeno por parte de las plantas (Peñuelas y Matamala 1990, Peñuelas y Azcón-Bieto 1992), lo que podría paliar los impactos de la aridización, especialmente desde la perspectiva agrícola (Hulme *et al.* 1999). También se ha demostrado que favorece adelantos de la floración e incrementa la producción de flores y frutos (Peñuelas 2001). Aunque comprobados en cámaras experimentales, estos efectos parecen tener una eficacia temporal limitada debido a la aclimatación, a las respuestas atenuadas de las plantas adultas y al papel limitante de otros factores, como la disponibilidad hídrica (Reichstein *et al.* 2002); su magnitud se diluye al ampliar las escalas temporales y espaciales de medida, y es posible que hayan empezado a entrar ya en una fase de estabilización (Peñuelas 2001). La deposición de nitrógeno es menor en el Mediterráneo que en otras latitudes templadas, pero podría ejercer efectos sobre el crecimiento vegetal más importantes que el CO₂. Los efectos son, como en el caso anterior, diferentes entre especies. Ejemplo de los antagonismos involucrados en el cambio global es que mientras una atmósfera enriquecida en CO₂ favorecería a las plantas C₃, el calentamiento o la aridez beneficiarían a las C₄, que funcionan mejor en condiciones de alta irradiación, temperaturas elevadas y bajas disponibilidades hídricas (suelos salinos incluidos).

Calentamiento y concentraciones crecientes de CO₂ se sabe que favorecen también las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (COVs) por parte de la vegetación. Los COVs desempeñan funciones variadas en las plantas (defensa frente a predadores y frente a algunos efectos del cambio climático, interacciones con otras plantas, etc.; Peñuelas *et al.* 1995), tienen un peso significativo en los balances atmosféricos de C (Peñuelas 2001), sobre todo en áreas con vegetación de tipo mediterráneo, ejercen varias interacciones con los gases de efecto invernadero y se cuentan, junto con los óxidos de N y los hidrocarburos de emisión antrópica, entre los precursores de la formación de ozono troposférico, a la que favorecen las altas temperaturas e irradiación propias del clima mediterráneo. El ozono tiene efectos oxidantes perjudiciales para los organismos, que se acentúan en ambientes con humedad atmosférica elevada, como los costeros, por lo que estimula a su vez la emisión defensiva de COVs por parte de las plantas. El balance final de esta sinergia es incierto, porque la emisión de COVs puede verse limitada en condiciones de estrés hídrico. Sus efectos también; cuando menos amplificaría algunos de los impactos directos mencionados, aparte de que influiría en el balance de las interacciones entre especies.

El incremento de la radiación UV asociado a los cambios atmosféricos se considera un factor menos importante en las áreas mediterráneas porque su flora goza de protecciones fisiológicas importantes frente a la sobreradiación. No obstante, se han señalado posibles efectos sobre la composición química de la fitomasa (Gehrke *et al.* 1995) y sobre los microorganismos edáficos (Caldwell *et al.* 1999).

Los cambios de uso del territorio, tanto de tipo como de intensidad, están considerados como el

factor con mayor impacto actual sobre la biodiversidad en general y la de los ecosistemas mediterráneos en particular (Sala *et al.* 2000). Este hecho, que dificulta en gran medida la detección e interpretación de los efectos atribuibles estrictamente al cambio climático, se complicará en el futuro porque el cambio climático comportará nuevas modificaciones en las distribuciones y tipos de usos (Parry 1992), con tendencias hacia el abandono de la agricultura y de la ganadería en los territorios cuyas condiciones climáticas devengan adversas, desplazamiento de estos usos hacia nuevos territorios de clima favorable, expansión de las modalidades de uso intensivo como forma de paliar las fluctuaciones climáticas, cambios en las explotaciones forestales, crisis de ciertos sistemas tradicionales de usos del territorio, nuevas localizaciones urbanas y de infraestructuras, etc. La distribución de usos determina otros factores como la fragmentación de los paisajes (Tellería y Santos 2001), que condicionarán y limitarán las posibilidades de migración de las especies. Además, las características del régimen de incendios están estrechamente relacionadas con la configuración del paisaje y de los combustibles, y por lo tanto con los usos del territorio. Los efectos sinérgicos del cambio climático y de los cambios de uso constituirán una de las principales alteraciones con efectos sobre la biodiversidad en los próximos decenios.

5.3.1.4. Impactos sobre las interacciones entre especies

Además de los efectos directos e indirectos mencionados, el comportamiento de las especies frente al cambio climático se verá mediatizado por las modificaciones en las interacciones entre especies inducidas por éste. El cambio climático modificará localmente las relaciones de competencia entre especies vegetales. Allí donde la reducción de las disponibilidades hídricas sea moderada, el calentamiento actuará intensificando la competencia aérea entre plantas, que es principalmente asimétrica. Los desplazamientos de especies y las extinciones locales modificarán también el juego de relaciones competitivas. Allí donde la aridización y otros procesos que reducen la productividad predominen, la competencia aérea perderá importancia frente a la subterránea (Tilman 1988); las especies con mayor capacidad de tolerancia o evitación del estrés se verán favorecidas.

Tanto la intensificación de la competencia como la del estrés entrañan normalmente mermas de la diversidad florística (Grime 2001). Los procesos que favorecen la coexistencia de especies y por tanto la riqueza florística se verán también sometidos a modificaciones de difícil evaluación. En términos generales el régimen de perturbaciones (incendios, sequías, etc.) parece que se intensificará, aunque con diferencias entre territorios, de tal forma que previsiblemente su incidencia aumentará en algunos y se reducirá en otros. Estos cambios en el régimen de perturbaciones pueden favorecer la exclusión de especies menos tolerantes a las nuevas condiciones y la expansión subsiguiente de otras mejor adaptadas. Los desplazamientos de especies alterarán las separaciones de nichos establecidas, por lo que se abrirán períodos de inestabilidad mientras se instauran nuevas interacciones. Las nuevas condiciones climáticas afectarán también, entre otros, a los procesos de facilitación, aunque el sentido de los cambios parece depender de las situaciones (Pugnaire *et al.* 2001, Callaway *et al.* 2002); Goldberg *et al.* (1999) no encontraron patrones consistentes de intensificación de estas interacciones a lo largo de gradientes de productividad.

A pesar de su aparente autosuficiencia como productores primarios, las plantas dependen de muchos otros organismos para su nutrición (hongos y bacterias simbiotes), su reproducción y su dispersión (animales polinizadores y dispersores). Además, sirven como alimento (Harrington *et al.* 1999) y dan soporte y refugio a multitud de organismos que dependen de ellas. Los desplazamientos y las extinciones locales afectarán a las especies involucradas en estas interacciones. Particular relevancia tendrán los impactos sobre aquellas especies que desempeñan funciones importantes en los ecosistemas (especies clave, especies ingenieras), por los efectos en cascada sobre otras especies dependientes.

La ocurrencia de respuestas fenológicas diferentes entre especies con relaciones de tipo mutualista, parasitario o competitivo (por ejemplo: plantas y animales polinizadores, dispersores o fitófagos) puede conducir a desajustes en dichas relaciones que alteren la dinámica de las poblaciones correspondientes. Asincronías tróficas entre aves, insectos y plantas se han detectado en Europa (Visser *et al.* 1998, 2001; ver capítulo 6). Los desajustes en las relaciones mutualistas entrañarán efectos perjudiciales para las especies involucradas; en parte podrán verse paliados por la redundancia funcional entre especies, que parece ser importante en las comunidades mediterráneas. Las plantas zoófilas y zoócoras serán más susceptibles frente a estos desajustes, y en mayor medida cuanto más específica sea su dependencia de polinizadores o dispersores. Los estudios disponibles sobre la vegetación mediterránea indican que con frecuencia estas relaciones involucran a conjuntos de especies, tanto de plantas como de animales (Herrera 1995, 2001, Zamora 2000, Zamora *et al.* 2001), de forma que las dependencias mutuas son relativamente laxas, lo que encaja con un ambiente marcado por las fluctuaciones. Los desajustes fenológicos pueden representar desventajas añadidas para las especies menos tolerantes al cambio climático, pero también pueden actuar interfiriendo las posibilidades de expansión de las favorecidas por el cambio. Por todo ello, cabe esperar estructuras ecológicamente menos complejas, es decir, con menos interacciones entre especies, en las nuevas comunidades de plantas que se conformen a medida que progrese el cambio climático.

El herbivorismo tiene efectos tanto positivos como negativos sobre la diversidad florística (Zamora *et al.* 2001). Los segundos se acentuarán en general con la aridización, sobre todo para especies sensibles al ramoneo o a la predación de plántulas, como es el caso de muchas leñosas del monte mediterráneo. Además, la palatabilidad de algunas especies ha empeorado debido al enriquecimiento atmosférico en CO₂ (Peñuelas y Matamala 1990, Peñuelas 2001).

El cambio climático favorecerá también la expansión de especies parásitas a nuevos territorios, así como la severidad del parasitismo sobre individuos debilitados por el acentuamiento del estrés o incluso de la competencia. Tal parece ser el caso del papel de ciertos hongos patógenos en la “seca” de encinas y alcornoques (Brasier 1992, 1996; Brasier *et al.* 1993, Montoya y Mesón 1994). Hódar *et al.* (2003) documentan una mayor incidencia de plagas de procesionaria en los pinares albares reliquiales andaluces; la sensibilidad de este tipo de pinares a la sequía había sido puesta de manifiesto en el nordeste peninsular (Martínez-Vilalta y Piñol 2002). Un incremento de la mortalidad, sobre todo la de individuos adultos, puede favorecer la creación de huecos susceptibles de ser ocupados por otras especies, locales o inmigradas, mejor adaptadas a las nuevas condiciones climáticas.

En estas interacciones jugarán un papel relevante las numerosas especies animales y vegetales que el hombre, deliberada o accidentalmente, ha introducido fuera de sus áreas nativas. Los procesos de invasión causados por estos organismos exóticos se han considerado un componente del cambio global tan importante como la destrucción o fragmentación de hábitats (Vitousek 1994, Vitousek *et al.* 1997). Las especies exóticas modifican las condiciones y los procesos ecológicos (reciclado de nutrientes, estructura y propiedades del suelo, régimen de perturbaciones) de las comunidades en las que se introducen, y se ha demostrado que pueden afectar a la diversidad genética de las especies nativas emparentadas, influir en las interacciones entre las especies autóctonas, provocar extinciones (Vitousek 1990, D’Antonio y Vitousek 1992, McNeely *et al.* 1995, Mack y D’Antonio 1999, Parker *et al.* 1999) o contribuir a la homogeneización de los paisajes invadidos (Dukes y Mooney 1999). Aunque los procesos de invasión en Europa son severos, las plantas no se cuentan todavía entre los peores organismos invasores. Se ha calculado que la flora europea contiene alrededor de un 5% de especies introducidas, en su mayor parte provenientes del continente Eurasiático (Lövei 1997, Stanners y Bourdeau 1998). En España peninsular el porcentaje asciende a casi un 10% (Vilá *et al.* 2002). Excluyendo la flora alóctona que solo afecta a medios claramente antropizados, se han identificado 75 plantas invasoras de los hábitats naturales y seminaturales españoles, 45

de las cuales muestran en la actualidad una tendencia expansiva (Dana *et al.* 2003).

La invasibilidad, es decir, la susceptibilidad que presenta una comunidad para ser invadida, constituye un tema controvertido, en el que un factor clave parece residir en la existencia de fluctuaciones en la disponibilidad de recursos (Davis *et al.* 2000, Grime 2001). Las perturbaciones, naturales o artificiales, pero también otros eventos que incrementen temporalmente los recursos disponibles, como la irrigación, la fertilización o la eutrofización, inician períodos proclives a la entrada de especies invasoras, hasta que la recuperación posterior de la comunidad reduce el exceso de recursos. Los eventos invasivos tienen por ello un marcado carácter intermitente. En la medida en que el cambio climático provoque declives poblacionales y extinciones locales, o acentúe los regímenes de ciertas perturbaciones, se abrirán períodos caracterizados por las fluctuaciones ambientales en los que las especies exóticas contarán con oportunidades para expandirse. Signos de tales expansiones han sido indicados por Sobrino *et al.* (2001), aunque todavía resulta difícil deslindar la influencia de otros componentes del cambio global. La insularidad se contempla como un riesgo añadido frente a las plantas alóctonas. Particularmente grave es el caso de la flora canaria, con 45 casos de especies en peligro o en peligro crítico para las que la competencia con especies alóctonas se ha indicado como un riesgo para la supervivencia de alguna o todas sus poblaciones (Dana *et al.* 2003).

5.3.1.5. Cambios de vegetación y cambio climático: retroalimentaciones

Aparte de la visión de la vegetación como sujeto paciente de las modificaciones del clima, los cambios estructurales y composicionales de la cobertura vegetal ejercen a su vez influencias sobre el clima, a través de su papel en los balances radiativos derivados del albedo, en la evapotranspiración y los balances hídricos, en la producción de materia orgánica y la conformación de las propiedades derivadas del suelo, en la configuración espacial y las características de los combustibles, que determinan propiedades importantes de los regímenes de incendios, en las emisiones de COVs, etc. Los cambios fenológicos, y en particular el alargamiento del período de actividad vegetativa asociado, afectarán también a factores determinantes del cambio climático, como el ciclo y los balances de carbono, y modificarán igualmente los flujos de agua y nutrientes en los ecosistemas (White *et al.* 1999), interfiriendo a su vez con algunos de los efectos indirectos del cambio climático.

De lo expuesto en este apartado se concluye que los impactos previsibles del cambio climático sobre las plantas afectarán, directa o indirectamente, a la práctica totalidad de sus procesos demográficos y ecológicos: productividad, crecimiento, composición química y genética, nutrición, fenología, polinización y reproducción, dispersión, germinación y reclutamiento, mortalidad, e interacciones con otras especies. Estos impactos se manifestarán a través de cambios en la dinámica de las poblaciones afectadas, incluyendo migraciones y extinciones locales, que generarán cambios en la composición, estructura, distribución y funcionamiento de las comunidades resultantes. La mayoría de los impactos apuntan hacia la simplificación estructural y la reducción de la cobertura en las nuevas comunidades, que contendrán especies menos interrelacionadas; seguramente abundarán las de amplia valencia ecológica, amplia distribución geográfica y altitudinal, buena tolerancia al estrés hídrico, dispersión ágil, gran plasticidad fenotípica y variabilidad genética, etc. Como la distribución de la vegetación actual sigue patrones biogeográficos relacionados con los climáticos, y como el cambio climático proyectado tampoco es espacialmente uniforme, los impactos previsibles se resolverán de formas diferentes dependiendo de los territorios y los tipos de vegetación. Aunque los cambios florísticos que puedan producirse obedecerán a respuestas individuales de las especies, las predicciones individualizadas para el conjunto de la flora están fuera del alcance de los conocimientos científicos actuales. Por ello, a continuación se desarrolla un análisis de las proyecciones de Promes y seguidamente las consecuencias que se derivan del mismo para

cada uno de los principales tipos de vegetación representados en España. Este tipo de aproximación es, aunque imperfecta, útil para identificar efectos potencialmente significativos en los distintos territorios y hábitat, en la medida en que la reducción del área climáticamente adecuada para un determinado tipo de hábitat determina la magnitud del riesgo de extinción de especies propias del mismo (Thomas *et al.* 2004).

5.3.2. Análisis de las proyecciones del modelo PROMES

Para desarrollar la valoración de los cambios climáticos que pueden resultar más significativos para los diferentes tipos de vegetación, las proyecciones del modelo Promes (véase Capítulo 1) se han transformado a las unidades de la clasificación bioclimática más utilizada en los estudios de vegetación españoles (véase 2.1). Esta clasificación (Rivas-Martínez 1997, Rivas-Martínez y Loidi 1999, Rivas-Martínez *et al.* 2002) utiliza cocientes ombrotérmicos de verano para separar los climas mediterráneos de los templados (Fig. 5.4), una temperatura anual acumulada (temperatura positiva) como variable delimitadora de los pisos térmicos o termotipos (Fig. 5.5), y un cociente ombrotérmico anual (índice ombrotérmico) como delimitador de los pisos ómbricos u ombrotipos (Fig. 5.6). Los resultados se presentan cartografiados en las figuras 5.4-5.6 con la resolución de las celdillas de 50 x 50 km generadas por el modelo. También se indican las matrices de probabilidades de transición entre las unidades de la clasificación climática utilizada en el período 1961-1990 y los dos escenarios SRES (B2 y A2) proyectados para el período 2070-2100, basados en tendencias demográficas, socioeconómicas y tecnológicas similares a las actualmente predominantes. En estas matrices (Tablas 5.3-5.5), cada unidad de la clasificación bioclimática se ha subdividido en dos subunidades (superior e inferior) para mejorar la resolución de las transiciones.

La proyección del mismo modelo para el período 1961-1990 se ha tomado como marco de referencia para el clima actual, al no disponer de otro con la misma escala de resolución geográfica. Esta proyección, trasladada a las unidades de la clasificación climática empleada, refleja bastante adecuadamente las relaciones establecidas entre la vegetación y el clima actual, aunque exagera algunos contrastes que deben tenerse en cuenta en las comparaciones. Por ejemplo, los climas templados aparecen sobrerrepresentados a lo largo del Sistema Ibérico, así como los ombrotipos semiáridos en la mitad sur. Respecto a estos últimos, parece que parte del ombrotipo seco inferior es reflejado como semiárido superior por el modelo. En cambio, la extensión actual del piso termomediterráneo aparece infrarrepresentada, como quizá también la del termotemplado en el litoral noroccidental.

La Fig. 5.4 muestra el cambio de la frontera climática mediterránea-eurosiberiana en los dos escenarios. La “mediterraneización” de la Península, que es la tendencia más sobresaliente, se acusa más en el noroeste que en el noreste y su avance se produce a lo largo de tres cuñas: el litoral cantábrico, el valle del Ebro y quizá la vertiente septentrional del Pirineo. Los climas templados se acantonan en los sistemas cantábrico y pirenaico, y, aunque todavía mantienen cierta continuidad en el escenario B2, muestran evidencias de fragmentación en el A2.

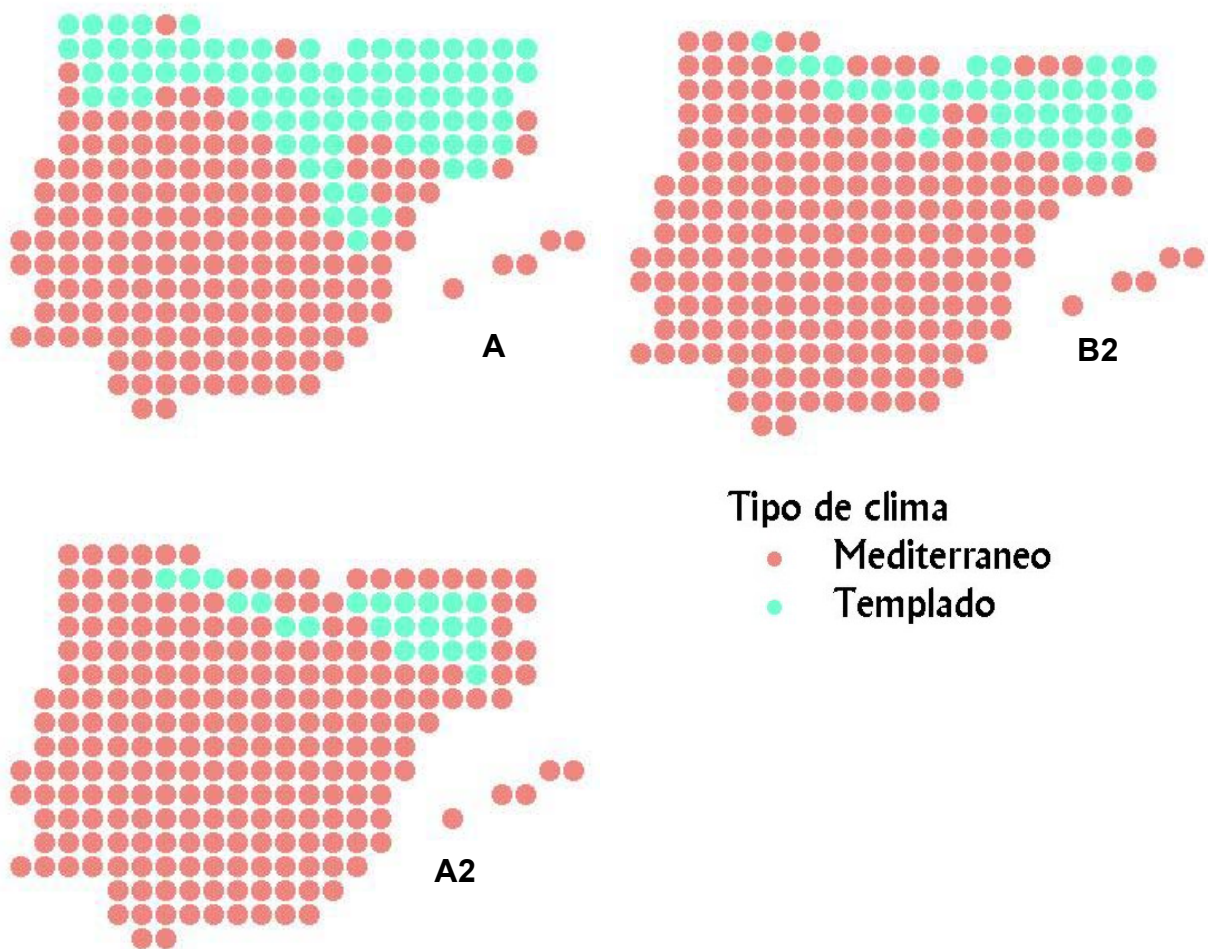


Fig. 5.4. Cambios en la distribución de los climas mediterráneos y templados de acuerdo con las proyecciones de Promes (escenarios B2 y A2; A: clima actual).

Las modificaciones en la distribución de los pisos bioclimáticos (Fig. 5.5) ponen de manifiesto la importante expansión del piso termomediterráneo en el suroeste peninsular e incluso la aparición del piso inframediterráneo, cuyas representaciones actuales más cercanas se hallan en latitudes relativamente alejadas del norte de África y en las Islas Canarias. En conjunto, estos climas mediterráneos cálidos multiplican su superficie por seis en el escenario B2 y por ocho en el A2. Además, la ampliación de su territorio en un siglo supera las distancias máximas de migración documentadas, por lo que cabe esperar que la flora mediterránea cálida no pueda alcanzar en ese lapso temporal los nuevos límites septentrionales de distribución. La expansión del termomediterráneo a lo largo de la mitad levantina es más moderada y ceñida a la costa, de forma que en el escenario B2 sólo supera ligeramente hacia el norte y en el valle del Ebro sus límites actuales reales. La distribución del piso mesomediterráneo, actualmente el más extenso, sufre un considerable desplazamiento hacia el norte en la mitad ibérica occidental, pero mantiene una extensión total similar. El mesotemplado o colino pierde territorio debido a la mediterraneización, que sólo en parte se ve compensado con ganancias de territorios actualmente supratemplados.

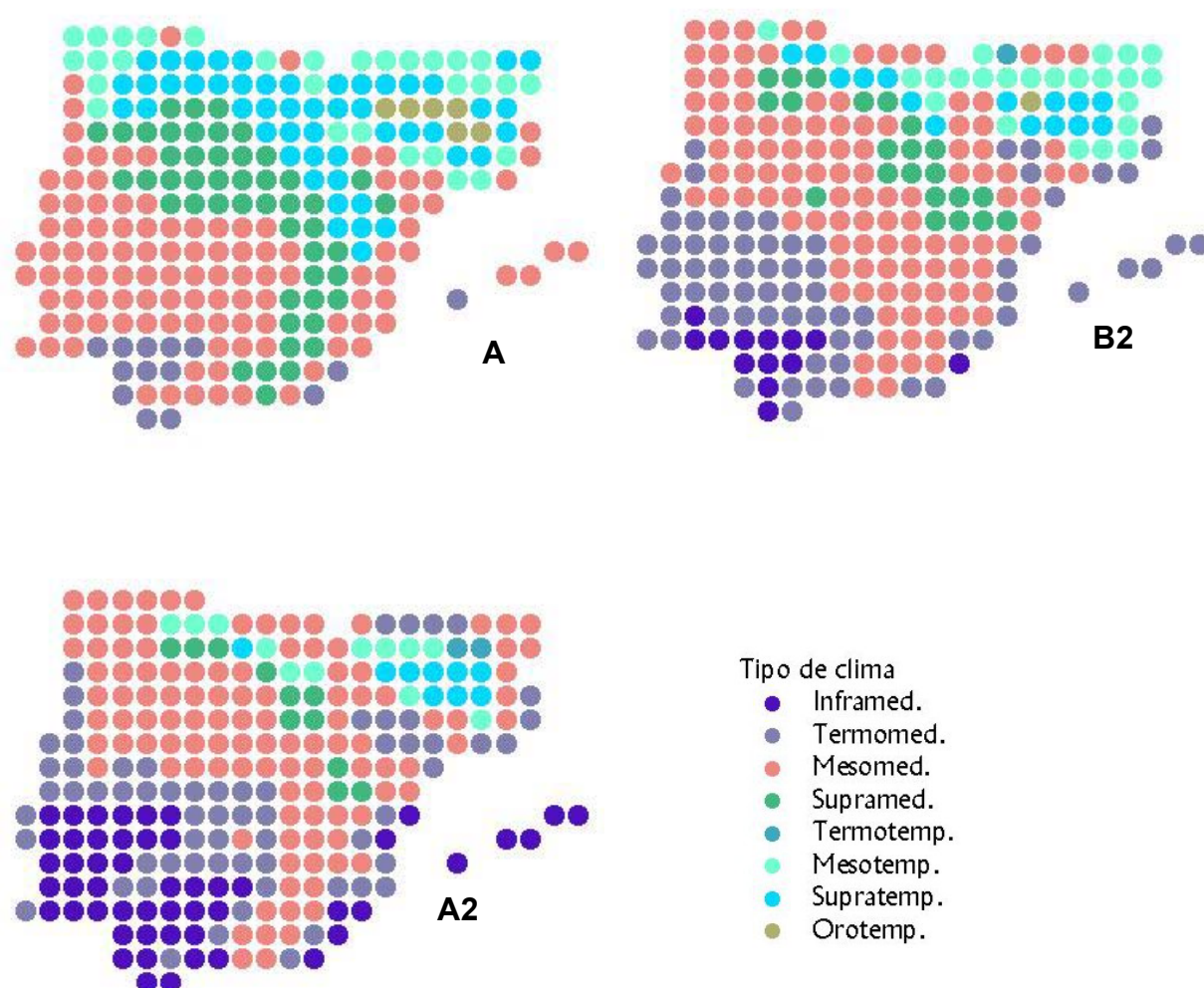


Fig. 5.5. Cambios en la distribución de los pisos bioclimáticos (termotipos) de Rivas-Martínez de acuerdo con las proyecciones de Promes (escenarios B2 y A2; A: clima actual).

Los pisos de montaña experimentan una reducción considerable. El supramediterráneo reduce su extensión actual a la mitad en B2 y a la cuarta parte en A2, y además sufre un desplazamiento casi completo hacia áreas que actualmente son supratempladas. El supratemplado, es decir, la montaña media eurosiberiana, reduce su extensión a la tercera parte en B2 y a la quinta parte en A2. La mediterraneización es responsable de la mayor parte (50% en B2, 65% en A2) de esta reducción territorial, correspondiendo el resto al calentamiento (transformación en mesotemplado). Debido a estos cambios, los climas de montaña eurosiberiana se fragmentan en un núcleo cantábrico y otro pirenaico; el primero se reduce a una sola celdilla en el escenario A2. La fuerte reducción de los termotipos de montaña debe interpretarse como una elevación de los límites altitudinales entre pisos, resultado del calentamiento; la menor proporción de área dentro de la celdilla determina que el piso predominante en ésta cambie. En promedio, y de acuerdo con las matrices de transición, el escenario B2 supone un ascenso de cerca de la mitad del intervalo altitudinal de la mayoría de los pisos, en tanto que en el escenario A2 el cambio equivale a casi un piso completo, sobre todo en la mitad meridional. Es interesante destacar el comportamiento térmico más estable del litoral, así como el acentuamiento de la continentalidad (amplitud térmica anual) en todo el interior peninsular.

Tabla 5.3. Matrices de transición entre climas mediterráneos y templados en las dos proyecciones de Promes (B2 y A2). En las filas se indica el número de celdillas correspondientes a los climas actuales y en las columnas el número correspondiente a cada una de las proyecciones.

Escenario B2	M	T
Mediterráneo	175	
Templado	45	41

Escenario A2	M	T
Mediterráneo	175	
Templado	63	23

Tabla 5.4. Matrices de transición entre pisos bioclimáticos (termotipos) en las dos proyecciones de Promes (B2 y A2). En las filas se indica el número de celdillas correspondientes a los termotipos actuales y en las columnas el número correspondiente a cada una de las proyecciones.

ESCENARIO B2	IM	TMi	TM _s	MMi	MM _s	SMi	SM _s	TT	MTi	MT _s	STi	ST _s	OT	Total
Inframediterráneo														0
Termomediterráneo inf.	3													3
Termomediterráneo sup.	7	4												11
Mesomediterráneo inf.	3	33	27	2										65
Mesomediterráneo sup.			5	42										47
Supramediterráneo inf.				9	27									36
Supramediterráneo sup.					6	7								13
Termotemplado														0
Mesotemplado inf.			2	5				1						8
Mesotemplado sup.				7	6				9					22
Supratemplado inf.					10	1				15	1			27
Supratemplado sup.						11	3				9			23
Orotemplado											1	4	1	6
Total	13	37	34	65	49	19	3	1	9	15	11	4	1	261

ESCENARIO A2	IM	TMi	TM _s	MMi	MM _s	SMi	SM _s	TT	MTi	MT _s	STi	ST _s	OT	Total
Inframediterráneo														0
Termomediterráneo inf.	3													3
Termomediterráneo sup.	11													11
Mesomediterráneo inf.	38	25	1	1										65
Mesomediterráneo sup.		10	22	15										47
Supramediterráneo inf.				32	4									36
Supramediterráneo sup.					13									13
Termotemplado														0
Mesotemplado inf.		2	2	4										8
Mesotemplado sup.			2	17	1			2						22
Supratemplado inf.				2	17				6	2				27
Supratemplado sup.					5	11				4	3			23
Orotemplado											2	4		6
Total	52	37	27	71	40	11	0	2	6	6	5	4	0	261

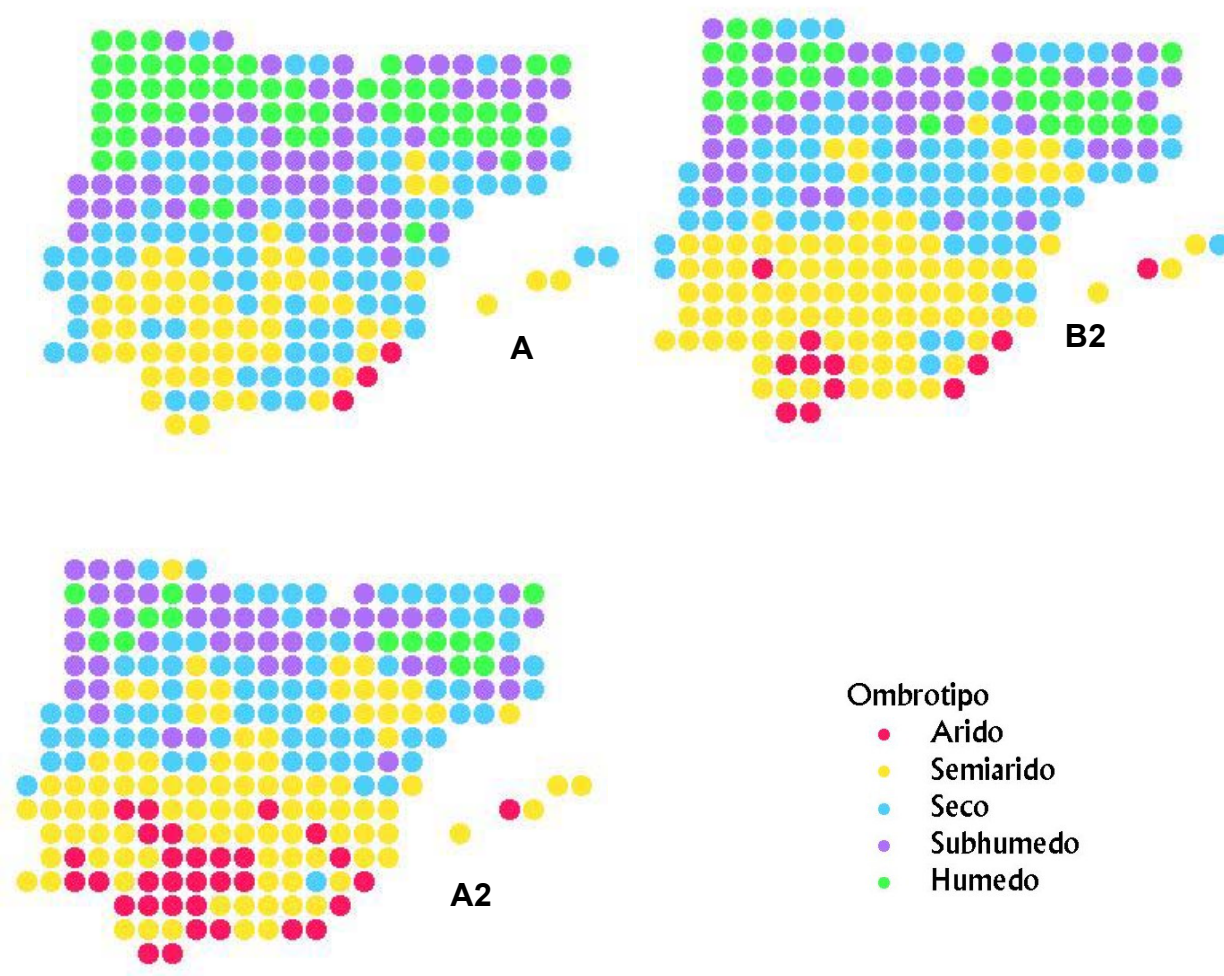


Fig. 5.6. Cambios en la distribución de los pisos bioclimáticos (ombrotipos) de Rivas-Martínez de acuerdo con las proyecciones de Promes (escenarios B2 y A2; A: clima actual).

La proyección de un descenso importante de las precipitaciones en buena parte de la Península Ibérica constituye una de las aportaciones novedosas de Promes y determina que, en combinación con el calentamiento, los escenarios muestren una expansión considerable de los ombrotipos semiáridos y áridos (Fig. 5.6), estos últimos restringidos hasta ahora a enclaves muy reducidos del litoral murciano-almeriense. Los ombrotipos semiáridos se adentran ampliamente en el valle del Ebro y alcanzan también la depresión del Duero en el escenario B2. El semiárido superior de la proyección actual de Promes (A) pasa a semiárido inferior en el escenario B2, y prácticamente toda la mitad meridional de la península queda englobada en climas semiáridos inferiores y áridos en el escenario A2. La aparición del ombrotipo árido en el sudoeste peninsular representa un cambio considerable, teniendo en cuenta la mayor estabilidad de las áreas semiárido-áridas del sudeste peninsular, que sólo en el escenario A2 muestran una expansión importante hacia el borde manchego sudoriental. El ombrotipo seco recupera en el norte peninsular buena parte de la extensión perdida en el sur. Los ombrotipos subhúmedos y húmedos experimentan fragmentaciones importantes a lo largo de los sistemas Central e Ibérico en el escenario B2, que se acentúan en el A2. En conjunto, los ombrotipos subhúmedos superiores o más húmedos reducen su extensión en un 40% en el escenario B2 y en un 60% en el A2. El tercio norte peninsular se mantiene dominado por climas subhúmedos, con núcleos húmedos enclavados en Galicia, la cordillera Cantábrica y los Pirineos que

subsisten incluso en el escenario A2. Por lo tanto son los climas mediterráneos lluviosos (subhúmedos y húmedos) los que se tornan predominantes en el norte a costa de los templados.

La aridización del clima en la mitad meridional es más acusada que en la septentrional, y nuevamente parece que los cambios en la mitad occidental peninsular vayan a ser más acentuados que en la oriental. Por lo tanto, además de la “mediterraneización” generalizada, los enclaves mediterráneos lluviosos se reducen drásticamente en sus ubicaciones actuales y se desplazan hacia el norte. En contra de lo que se anunciaba en informes anteriores (Parry 2000a, b), que preveían impactos moderados para la vegetación mediterránea, las proyecciones ahora disponibles indican cambios importantes en los principales límites climáticos para la vegetación, al menos en el Mediterráneo occidental.

Con independencia de su fiabilidad, las implicaciones de los escenarios de cambio climático comentados pueden ser muy distintas para la flora y la vegetación dependiendo de las trayectorias que realmente sigan los cambios. En el caso de las temperaturas las proyecciones constatan tendencias más o menos lineares de cambio. Sin embargo, en el caso de las precipitaciones parece que las fluctuaciones serán considerables, lo que complicará los posibles movimientos de la vegetación debido a los efectos antagónicos entre calentamiento y aridización. Por ejemplo, diversas proyecciones a medio plazo sugieren para ciertos territorios peninsulares que la aridización pueda verse compensada por redistribuciones anuales de la precipitación (del Río 2003, del Río *et al.* 2005), que actuarían favoreciendo cambios de la vegetación opuestos a los que a largo plazo anuncia el modelo Promes.

Tabla 5.5. Matrices de transición entre pisos bioclimáticos (ombrotipos) en las dos proyecciones de Promes (B2 y A2).

ESCENARIO B2	A	SAi	SAs	Si	Ss	SHi	SHs	Hi	Hs	HH	Total
Árido	3										3
Semiárido inferior	9	4									13
Semiárido superior		42	1								43
Seco inferior		5	40	7							52
Seco superior			3	33	2						38
Subhúmedo inferior				9	20	1					30
Subhúmedo superior					6	21	1				28
Húmedo inferior						7	15	9			31
Húmedo superior								17			17
Hiperhúmedo									3	3	6
<i>Total</i>	<i>12</i>	<i>51</i>	<i>44</i>	<i>49</i>	<i>28</i>	<i>29</i>	<i>16</i>	<i>26</i>	<i>3</i>	<i>3</i>	

ESCENARIO A2	A	SAi	SAs	Si	Ss	SHi	SHs	Hi	Hs	HH	Total
Árido	3										3
Semiárido inferior	13										13
Semiárido superior	16	27									43
Seco inferior		33	19								52
Seco superior		2	16	20							38
Subhúmedo inferior				22	8						30
Subhúmedo superior				5	17	6					28
Húmedo inferior						17	13	1			31
Húmedo superior							9	8			17
Hiperhúmedo								2	3	1	6
<i>Total</i>	<i>32</i>	<i>62</i>	<i>35</i>	<i>47</i>	<i>25</i>	<i>23</i>	<i>22</i>	<i>11</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	

5.3.3. Análisis de impactos según los tipos de vegetación

5.3.3.1. Vegetación de alta montaña

Los hábitats supraforestales de alta montaña comprenden diversos tipos de vegetación herbácea y arbustiva adaptados a periodos de actividad vegetativa cortos, fríos intensos, coberturas variables de nieve y suelos marcados por la alta energía erosiva del relieve (Billings y Mooney 1968, Beniston 1994). El aislamiento geográfico y la especificidad de estos medios han promovido su riqueza en endemismos y, en el caso de las montañas ibéricas, en taxones en final de área meridional. No es de extrañar, por ello, que muchos de los hábitats de alta montaña se hallen recogidos en la Directiva Hábitat (Romao 1996, European Commission 2003).

Su estrecha vinculación con los climas de la alta montaña y los suelos geliturbados hace que un calentamiento generalizado del clima les sea particularmente desfavorable. La expansión de vegetación leñosa (arbustos en los pisos criorotemplado y crioromediterráneo, árboles en los límites inferiores o en los niveles medios del orotemplado y del oromediterráneo), acompañada de flora herbácea que hoy tiene su óptimo en niveles altitudinales inferiores, actuaría reduciendo el área disponible para la vegetación de alta montaña y alterando su composición, sobre todo en lo que se refiere a los pastos psicroxerófilos y quionófilos. Aunque el cambio climático proyectado sugiere que entre la mitad y la práctica totalidad del intervalo altitudinal asignado actualmente a los pisos criorotemplado y crioromediterráneo podría verse afectado, es poco verosímil que en el lapso de un siglo se pueda completar una expansión de varios centenares de metros de altitud en los límites superiores actuales de la vegetación leñosa. Estimaciones hechas para los Alpes indican que incrementos de la temperatura media anual superiores a 3°C producirían impactos importantes, pero en un plazo de varios siglos (Körner 1995a, Theurillat 1995). No obstante, en muchas cumbres que no superan los 2300-2400 m de altitud cabe esperar reducciones y “desnaturalizaciones” muy considerables de los hábitats culminícolas. La flora de estos hábitats dispondrá de situaciones de refugio en topografías particulares: crestas, neveros, canchales o laderas abruptas y expuestas, según sus exigencias ecológicas, tal y como se observa hoy en cumbres más modestas (entre 1400 y 1800 m), en las que fenómenos similares debieron producirse tras los últimos pulsos fríos postglaciales. Pero la reducción de área y la competencia de leñosas y herbáceas de niveles inferiores mermará el cortejo florístico de la alta montaña e incrementará la fragmentación de sus poblaciones. El calentamiento atenuará los efectos diferenciadores del relieve y la microtopografía, reduciendo la diversidad de microhábitats en la alta montaña. Aunque localmente la diversidad florística pueda aumentar, la riqueza regional disminuirá debido a la pérdida de flora exclusiva de estos hábitats. En el Pirineo, por ejemplo, la vegetación más orófila de *Loiseleuria procumbens* o *Arctostaphylos alpina*, actualmente reliquial, se verá seguramente reducida.

El previsible descenso de la innivación, tanto en términos de precipitación en forma de nieve como de permanencia de la cobertura nival, determinará retracciones en todos los tipos de vegetación quionófilos, y particularmente en los cervunales de *Nardus stricta* y los pastizales quionófilos de sustratos calcáreos, que desaparecerán de las cotas más bajas de las que se conocen en los ámbitos cantábrico y pirenaico. En cotas más altas posiblemente perdurarán, pero en extensiones reducidas dentro del mosaico de la alta montaña. Además, la expansión de vegetación leñosa y herbácea de niveles inferiores será más fácil en los suelos bien innivados, profundos, frescos y más productivos. Por lo tanto, las proporciones relativas de pastos xerófilos y quionófilos se modificarán en la alta montaña; los primeros podrán beneficiarse de las tendencias a la aridización del clima. Los cambios en el albedo causados por la disminución de la cobertura nival acelerarán el calentamiento en la alta montaña; un efecto similar se ha atribuido a la proliferación de vegetación leñosa (Betts 2000). Los hábitats de los ventisqueros de las zonas más altas se verán más mermados, con previsibles extinciones locales en las montañas más meridionales (Cordillera Central, Sierra Nevada).

Riesgos similares amenazan a los cervunales higroturbosos y a las turberas de alta montaña, que además de depender de los regímenes de hidromorfía padecerán la aceleración de la mineralización de materia orgánica inducida por el calentamiento.

En la alta montaña no son esperables grandes cambios de uso del territorio. La rentabilidad de muchas instalaciones dedicadas a los deportes de invierno se verá comprometida, aunque su reconversión hacia otras actividades de ocio y turismo será una opción alternativa. La explotación de manantiales para fabricar nieve artificial supondría alteraciones severas en el régimen hídrico de los suelos. La carga ganadera podría aumentar en algunas montañas en la medida en que la disponibilidad de pastos de verano en altitudes intermedias disminuya. Una reversión de la tendencia predominante durante el siglo pasado serviría para controlar la proliferación de la vegetación leñosa, pero favorecería la expansión de herbáceas pratenses de cotas inferiores.

Las modificaciones florísticas de la vegetación de alta montaña y las de los límites altitudinales de distribución de ciertas especies se cuentan entre las más tempranamente documentadas y atribuidas a los efectos del cambio climático. Grabherr *et al.* (1994, 1995, Gottfried *et al.* 2000; Pauli *et al.* 2001) han detectado cambios de este tipo ocurridos en especies herbáceas de las cumbres de los Alpes a lo largo del siglo pasado, aunque con tasas medias de ascensión de 1-4 m/década en lugar de los 10 m/década que cabría esperar para un calentamiento estimado en 0.7°C. Sanz-Elorza *et al.* (2003) indican procesos de densificación de arbustos (piornos y enebros rastreros) en altitudes crioromediterráneas del Sistema Central para el período 1957/1991. Las ganancias de cota son moderadas y no pueden descartarse por completo, como en otros casos (Archer *et al.* 1995), influencias derivadas de la reducción de la presión ganadera. El ascenso del límite superior del bosque debe requerir períodos más largos (Burga 1988, Ammann 1995) y puede reaccionar negativamente frente a la variabilidad climática, como indican los estudios sobre *Pinus uncinata* en el Pirineo central (Camarero y Gutiérrez 2004). Peñuelas y Boada (2003) han detectado un ascenso en el límite altitudinal superior de los hayedos del Montseny evaluado en al menos 70 m para los últimos 55 años (13 m/década), aunque no independiente del abandono de los usos ganaderos. También se han detectado ascensos del límite superior del bosque en Escandinavia (Kullman 2001), donde la señal del cambio climático es más notoria, en los Balcanes (Meshinev *et al.* 2000) y en Nueva Zelanda (Wardle y Coleman 1992).

5.3.3.2. Vegetación forestal: bosques

Los bosques constituyen la vegetación potencial natural de la mayor parte de nuestro país, exceptuando, aparte de la alta montaña, los territorios semiáridos peninsulares y los áridos y desérticos canarios (Rivas-Martínez 1987, Blanco *et al.* 1997). La diversidad de los bosques actuales y sus diferentes espacios bioclimáticos motivan que las respuestas esperables frente al cambio climático sean muy variadas.

Los bosques caducifolios son predominantes en los territorios eurosiberianos, aunque también cobran extensiones importantes en la montaña mediterránea. Los bosques caducifolios más ombrófilos, como hayedos, robledales, abetales mixtos, etc., se verán negativamente afectados por la aridización del clima y el acentuamiento de la sequía estival ("mediterraneización"). En algunos montes del Prepirineo, de la transición castellano-cantábrica, del sistema Ibérico septentrional y del sistema Central (Ayllón, Somosierra), los hayedos experimentarán severas contracciones de área que pueden llevarles a la extinción local o a una situación puramente residual, al igual que los robledales de *Quercus petraea*. En otros territorios experimentarán un notable retroceso. Las expectativas para los abedulares carpetanos de *Betula celtiberica*, los oretanos de *B. parvibracteata* y los subbéticos y nevadenses de *B. fontqueri* son similares.

Otros bosques caducifolios de mayor extensión actual y potencial y menores exigencias hídricas sufrirán retracciones importantes en algunos de sus territorios, pero tendrán posibilidades de mantenerse en otros e incluso de expandirse a costa de bosques más ombrófilos, como hayedos y robledales. Es el caso de las carballedas y bosques mixtos galaico-cantábricos, los robledales pelosos (*Quercus pubescens*) pirenaicos, los melojares y los quejigares. Estos últimos tienen sus representaciones más extensas en climas supramediterráneos subhúmedos o húmedos, que se verán mermadas, en tanto que se fortalecerá su papel, hoy a menudo secundario, en los territorios supratemplados colindantes. En cambio, los melojares (*Quercus pyrenaica*), quejigares levantinos (*Q. faginea* subsp. *faginea*) y quejigares africanos (*Q. canariensis*) meso- y supramediterráneos andaluces; los melojares y quejigares portugueses (*Q. faginea* subsp. *broteroi*) meso- y supramediterráneos del suroeste ibérico; y la mayoría de los quejigares levantinos mesomediterráneos, experimentarán una crisis severa, con extinciones locales por falta de territorios más altos e imposibilidad de migrar hacia el norte. La crisis será más aguda en el suroeste peninsular (quejigares africanos y portugueses, melojares) que en la mitad iberolevantina (quejigares levantinos).

Las respuestas de estos bosques perjudicados por el cambio climático proyectado son complejas y se verificarán en plazos más dilatados que los de las proyecciones. En aquellos tipos que cuentan con posibilidades de expandirse, debe tenerse presente que la retracción en las áreas más afectadas por el cambio puede ser bastante rápida, en la medida en que sequías recurrentes, plagas asociadas u otras perturbaciones diezmen el arbolado adulto y reduzcan su reclutamiento. La expansión será, en cambio, mucho más lenta, debido a la longevidad de las especies dominantes y a que se necesitan varias generaciones para que, de forma natural, una especie arbórea amplíe significativamente su área. Las velocidades de migración documentadas en los períodos post-glaciales cuaternarios no parecen alcanzables debido a la degradación de los paisajes actuales y a que los hábitats de destino se hallarán en muchos casos ocupados por otras especies. Las perturbaciones podrán acelerar la dinámica de los cambios, pero el balance previsible es que la expansión no compense a las pérdidas de territorio, al menos a medio plazo. Las masas con mayores posibilidades de persistencia serán aquellas con suficiente continuidad altitudinal o latitudinal. En las masas localizadas en territorios sometidos a retracción podrán subsistir reductos acantonados en topografías favorables (barrancos, umbrías), por lo que la diversidad topográfica será otro factor importante en la dinámica de cambios. Los procesos de retracción mediados por perturbaciones pueden originar la desaparición temporal del estrato arbóreo hasta que se regenera un nuevo arbolado de composición acorde con las características del clima. En tales períodos muchas especies ligadas al ambiente forestal pueden enrarecerse o desaparecer rápidamente. Además, la sustitución de una cubierta arbórea caducifolia por otra perennifolia comporta cambios en el régimen lumínico que afectarán al rico sotobosque caducifolio. Peñuelas y Boada (2003) describen la sustitución progresiva de hayedos por encinares en un intervalo altitudinal relativamente amplio (700-1200 m) de las laderas meridionales del Montseny durante el último medio siglo. La dinámica de reemplazamiento parece bastante efectiva en las zonas de ecotono entre ambos tipos de bosque, y está apoyada por diferencias en el reclutamiento de las dos especies y por una mayor incidencia de síntomas de defoliación o decoloración en las hayas situadas en las zonas de retracción del hayedo.

La casuística de los bosques de coníferas es también variada. El calentamiento y la aridización generalizados provocará reducciones de área en los tipos de alta montaña, como los pinares de pino negro (*Pinus uncinata*), de pino albar (*Pinus sylvestris*) e incluso de pino salgareño (*Pinus nigra* s.l.). No obstante, en ciertas áreas actualmente lluviosas, como es el caso del Pirineo, los pinares albares y salgareños podrían beneficiarse de la disminución de las disponibilidades hídricas para ganar terreno a bosques caducifolios exigentes en precipitaciones. La menor innivación causará modificaciones en la composición de los bosques de alta montaña; en el Pirineo, por ejemplo, cabe esperar una reducción de los pinares negros

con rododendro en favor de los pinares con gayuba. La incidencia creciente de plagas se ha documentado ya en enclaves meridionales de carácter reliquial del pino albar (Hódar *et al.* 2003), al igual que su sensibilidad a la sequía en enclaves peninsulares septentrionales (Martínez-Vilalta y Piñol 2002).

El comportamiento de los sabinares albares (*Juniperus thurifera*) es más difícil de predecir. Sus territorios actuales, principalmente supramediterráneos e interiores, estarán expuestos al calentamiento pero también a la disminución de precipitaciones, lo que puede prevenirles, en combinación con las características edáficas, frente a la expansión de especies esclerofilas o marcescentes de *Quercus*. Además, la sabina albar tolera los climas mesomediterráneos semiáridos, como muestran sus poblaciones de la depresión del Ebro y el sudeste de La Mancha. En cambio, su tolerancia a las perturbaciones píricas es escasa, y de hecho su distribución actual se asocia a regímenes de baja incidencia y recurrencia de incendios (Vázquez *et al.* 2002). Consideraciones similares pueden hacerse respecto a los enebrales arborescentes (*J. oxycedrus* subsp. *badia*), actualmente muy fragmentados en enclaves abruptos del centro y oeste peninsular, o los sabinares caudados (*Juniperus turbinata*), que aparte de sus localizaciones en los sistemas dunares litorales ocupan reducidos enclaves termomediterráneos interiores en Andalucía y el Algarve. Estos tipos de bosques debieron ocupar mayores extensiones en épocas más áridas, aunque también más frías, del Pleistoceno reciente. La sabina mora (*Tetraclinis articulata*), hoy reliquial en la sierra de Cartagena, podría verse en cambio favorecida por el cambio climático, a tenor de sus preferencias climáticas en el noroeste de África. Todo lo contrario que el pinsapo (*Abies pinsapo*), endémico de las serranías malacitano-gaditanas (Arista *et al.* 1997), donde en la mayor parte de su intervalo altitudinal actual las condiciones se tornarán demasiado cálidas y secas para sus exigencias.

La respuesta de los pinares mediterráneos, que en conjunto suponen la mayor parte de la superficie forestal actual peninsular, será también variada. Ya se ha mencionado la previsible reducción de área de los pinares resineros y salgareños, al menos en parte de sus enclaves actuales, como consecuencia de la aridización. Además, en el caso de los segundos se incrementará la susceptibilidad al fuego de sus territorios actuales, una perturbación que acarrea su fracaso regenerativo (Trabaud y Campant 1991, Escudero *et al.* 1997, 1999; Rodrigo *et al.* 2004). La respuesta de los pinares resineros frente al fuego es buena, aunque con desigualdades territoriales importantes (Faraco *et al.* 1993, Pérez *et al.* 2003). El pino carrasco (*Pinus halepensis*) puede verse favorecido, al menos en la mitad oriental peninsular, puesto que soporta relativamente bien los climas semiáridos, es capaz de establecerse en medios abiertos y además su capacidad competitiva frente a las encinas se incrementa con la xericidad y con la recurrencia de perturbaciones (Zavala 1999, 2003; Zavala *et al.* 2000).

Los bosques esclerofilos están expuestos a tendencias territoriales divergentes. La “mediterraneización” del tercio norte peninsular favorecerá la expansión de encinares (alsinares y carrascales) y alcornocales -sobre todo en el noroeste- a costa de otros bosques caducifolios. Peñuelas y Boada (2003) documentan un proceso de esta naturaleza en la montaña media catalana. La expansión debería ser más rápida en las tierras bajas, aunque su mayor grado de deforestación actuará en contra. Los enclaves fragmentarios de bosques esclerofilos en el litoral y los valles interiores galaicos, en la costa y las montañas vasco-cantábricas y en la vertiente pirenaica meridional constituirán focos eficaces para esta expansión. En la región Mediterránea, en cambio, aunque la aridización favorecerá ascensos altitudinales de la vegetación esclerofila a costa también de bosques principalmente caducifolios, las pérdidas potenciales de territorio serán mayores debido a la expansión de los climas semiáridos y áridos, sobre todo en la mitad meridional. En episodios recientes de sequía se ha puesto de manifiesto la sensibilidad de los bosques esclerofilos, debido a su escasa eficiencia hídrica bajo condiciones extremas y a su lenta recuperación posterior, efectos que se acentúan en orientaciones de solana y suelos bien drenados o con poca capacidad de retención (Peñuelas *et al.* 2000, 2001; Martínez-Vilalta *et al.* 2002a). La agudización de síndromes como la “seca”

de carrascas y alcornoques, hoy extendida en el cuadrante suroccidental (Montoya y López Arias 1997), será uno de los mecanismos que intervengan en la retracción de los bosques esclerofilos (Brasier 1992, 1996; Brasier y Scott 1994, Montoya y Mesón 1994). La aridización afectará de lleno al núcleo principal de las dehesas ibéricas, un sistema agroforestal de elevada biodiversidad en el que la regeneración del arbolado es problemática debido a las interacciones con el uso ganadero (Pulido *et al.* 2001). Tanto la estructura de las dehesas, incluyendo el mantenimiento del arbolado, como la viabilidad de su uso ganadero serían negativamente afectadas por el cambio climático proyectado.

El territorio que puedan perder los carrascales en el sur se compensará en parte con territorios ganados en el norte, a los que su acceso no es difícil debido a la extensa distribución peninsular de este árbol. Más irreversible será el retroceso del alcornoque, por sus mayores exigencias en cuanto a disponibilidad hídrica, en la mitad meridional y sobre todo en el suroeste (Andalucía occidental, Sierra Morena, Extremadura y Montes de Toledo), donde los refugios de mayor altitud son pocos y limitados en extensión.

5.3.3.3. Vegetación arbustiva

Las arbustadas y matorrales constituyen tipos de vegetación extraordinariamente variados en el territorio español y albergan una notable diversidad florística. En efecto, a pesar de su relativa simplicidad estructural, su composición florística responde con elevadas tasas de recambio a los gradientes climáticos, edáficos y geográficos. Como en el caso de los bosques, la mayoría de los tipos de vegetación arbustiva se hallan incluidos en la Directiva Hábitats, y a algunos de ellos se les ha concedido interés prioritario.

Las respuestas de la vegetación arbustiva dependerán en cada territorio de la dirección predominante en las tendencias antagónicas de cambio climático. El incremento de la productividad impulsado por el calentamiento y reforzado por las concentraciones crecientes de CO₂ favorecerá el desarrollo del arbolado y el desplazamiento sucesional de las comunidades de matorral, pero también la colonización por matorrales de superficies de pastos o de cultivos abandonados, como ha venido ocurriendo en los últimos decenios. En cambio, la aridización promoverá la extensión de las estructuras arbustivas y de matorral, más simples y de menores exigencias hídricas que los bosques. La intensificación de ciertas perturbaciones, como los incendios, el abandono de usos agropecuarios en las tierras cuya productividad descienda con el cambio climático, y el colapso de ciertos bosques afectados por las crisis de sequía, serían procesos paralelos y favorecedores de la expansión de los matorrales, que en cualquier caso experimentarán notables reajustes en su composición florística y en su distribución.

Las arbustadas caducifolias comprenden diversos tipos de espinares de hoja caduca (perennifolios en algún caso, como las bojadas de *Buxus sempervirens*) que se hallan ampliamente extendidos como etapa preforestal de muchos bosques eurosiberianos, así como en áreas mediterráneas de montaña y a lo largo de las vegas fluviales. Por sus exigencias hídricas, puede predecirse que sufrirán regresiones en la mayor parte de su distribución actual, particularmente agudas en las representaciones más meridionales, correspondientes a los espinares andaluces con agracejos.

La distribución actual de las arbustadas esclerofilas comprende principalmente los pisos termo- y mesomediterráneo, además de algunos enclaves aislados en territorios eurosiberianos meridionales que actuarán como focos de expansión a medida que se acentúe la "mediterraneización". El calentamiento y la aridización del clima promoverán su expansión, tanto en altitud como hacia latitudes más septentrionales. La aridización favorecerá la extensión de las formaciones propias de climas semiáridos y áridos (coscojares, lentiscas, espinales murciano-almerienses, etc.), que ampliarán cuando menos sus áreas potenciales de

distribución. Las posibles expansiones no serán homogéneas porque la resistencia a la sequía es diferente entre especies, tanto en los individuos adultos (por ejemplo, lentiscos, labiárnagos y enebros muestran mayor tolerancia que las coscojas; Martínez-Vilalta *et al.* 2002a, b; Ogaya *et al.* 2003), como en las plántulas (Ogaya *et al.* 2003, Vilagrosa *et al.* 2003). De hecho, para algunos tipos de arbustadas esclerofilas exigentes en precipitaciones cabe esperar mermas territoriales, sobre todo en el sur y sudoeste peninsular: madroñales (véase Martínez-Vilalta *et al.* 2002a, Ogaya *et al.* 2003), brezales arbóreos, quejigares enanos, etc. En cambio, estos mismos tipos, u otros similares (bosquecillos de laureles, por ejemplo), ampliarán su territorio en las áreas mediterraneizadas del tercio norte peninsular.

Mientras las arbustadas esclerofilas están dominadas por el llamado elemento pre-mediterráneo, formado por especies en su mayoría rebrotadoras, con sistemas radiculares relativamente profundos, longevas, zoócoras y exigentes en cuanto a las condiciones de germinación e instalación, en los restantes tipos de matorrales mediterráneos predominan arbustos y matas diferenciados más recientemente desde el punto de vista evolutivo, de menor porte y/o longevidad, con raíces más superficiales, desprovistos a menudo de capacidad de rebrotar, con diseminación no especializada o pasiva y diásporas que germinan con facilidad en los claros abiertos por perturbaciones (Herrera 1992, 2001). Parte de esta flora muestra además arquitecturas foliares flexibles, incluyendo la facultad de perder parte del follaje en las épocas de mayor aridez (Valladares 2001). Aunque los individuos adultos de ciertas especies muestran vulnerabilidad frente a la sequía, debido sobre todo a su somero enraizamiento, las poblaciones son capaces de recuperarse con rapidez mediante germinación (Peñuelas *et al.* 2001). Las respuestas de esta naturaleza resultan sin embargo estrechamente dependientes de las fluctuaciones climáticas (Quintana *et al.* 2004). La flora de estos matorrales reúne por ello algunos de los más típicos síndromes adaptativos a la sequía y a otras características de los ambientes mediterráneos, y en conjunto cabe esperar que la aridización del clima pueda facilitar su expansión. No obstante, las relaciones de los distintos tipos de matorrales con el clima son muy variadas y también por ello sus respuestas al cambio proyectado.

Entre los matorrales silicícolas, los tipos más ombrófilos experimentarán reducciones de área y retracciones en sus límites de distribución actuales, aunque en grados probablemente más moderados que otras formaciones más sensibles. Es el caso de los brezales y jaral-brezales de carácter atlántico e ibero-atlántico, cuya distribución actual se produce en climas subhúmedos o más lluviosos. Su retroceso será más fuerte en el cuadrante suroccidental (Merino *et al.* 1995): sierras gaditanas, Sierra Morena, Montes de Toledo y Extremadura. Más al norte, en los Montes de León y la Cordilleras Ibérica y Central, así como en la cornisa vasco-cantábrica, la reducción será menos drástica pero con cambios en la composición florística impulsados por la “mediterraneización”. Las brañas o brezales higroturbosos, priorizados en la Directiva Hábitats, experimentarán las afecciones más severas y es previsible que registren extinciones locales importantes. Similares tendencias cabe esperar en los escobonales y piornales, sobre todo aquellos tipos más ombrófilos que ocupan extensiones notables en climas supramediterráneos y supratemplados. En cambio, los retamares (*Retama sphaerocarpa*) gozarán de posibilidades de expansión, por la ampliación considerable de los pisos termo- y mesomediterráneo y por su tolerancia a la sequía.

Las retracciones que experimenten otros matorrales silicícolas más ombrófilos favorecerán a los jarales, que también se beneficiarán de las posibles intensificaciones regionales del régimen de incendios. Dentro de ellos, los tipos más termófilos se ampliarán de forma notable, particularmente los jarales de jara pringosa (*Cistus ladanifer*) y de otras jaras capaces de perder hojas en la estación seca (*C. monspeliensis*, *C. salviifolius*, ...), en detrimento de las relativamente más mesofíticas como *Cistus populifolius* o *C. laurifolius*.

Los matorrales propios de sustratos particulares, como las rocas ultrabásicas (peridotitas, serpentinas), las dolomías o los yesos, contienen una proporción importante de endemismos

ligados a estos tipos de sustratos selectivos para la flora (edafismos), y probablemente subsistirán en ellos con reajustes menores, puesto que han soportado *in situ* cambios climáticos precedentes de mayor envergadura. Su tolerancia al estrés inducido por la composición química desfavorable de los suelos que habitan, y la baja competencia que caracteriza a tales medios, jugarán a su favor en caso de aridización del clima. No obstante, convendrá realizar seguimientos de su evolución futura puesto que la combinación de calentamiento y aridización proyectada puede ser inédita y limitante en algunos territorios. En el caso de las “estepas” yesíferas ibéricas, priorizadas en la Directiva Hábitats, es factible que con la aridización puedan extenderse a afloramientos yesíferos del Pirineo y del norte del Sistema Ibérico cuyo clima actual es demasiado lluvioso para que se manifieste el efecto selectivo del yeso sobre las plantas.

Los matorrales propios de suelos calcáreos (romerales, salviares, espliegares, aulagares, tomillares, etc.), muy extendidos en la España central y oriental, experimentarán un avance en términos generales. Florísticamente son más ricos que sus homólogos silicícolas, y cuentan con mayores representaciones de plantas adaptadas a la xericidad. Dentro de ellos, los tipos más xerófilos actualmente dominantes en el sudeste semiárido serán los más favorecidos y podrán expandirse hacia el interior manchego, el mediodía valenciano, la hoya de Baza y Andalucía oriental. Los tipos más termófilos, hoy restringidos principalmente a comarcas litorales, se expandirán en altitud y hacia el interior, aunque estas expansiones filtrarán sólo los elementos menos dependientes de la oceanidad y estarán moderadas por el efecto de barrera de las cadenas montañosas costeras. Los tipos mesetarios no sufrirán cambios importantes, salvo las reducciones periféricas y los ascensos en altitud a costa de los tipos de media y alta montaña. En el valle del Ebro los romerales de la depresión podrían expandirse a costa de los tipos periféricos (Gavilán 2003). Los matorrales de media y alta montaña, ricos en endemismos estenócoros y en caméfitos pulviniformes, verán reducido su espacio climático, aunque su desplazamiento por componentes más termófilos de matorral será lento y limitado. Sin embargo, el calentamiento previsible en estas áreas incrementará la productividad y puede facilitar un desplazamiento más efectivo de los matorrales por vegetación arbustiva o arbórea. Este problema será más acusado en las sierras béticas y subbéticas, sometidas a un mayor calentamiento y notablemente ricas en endemismos con escasa capacidad de dispersión, que en el Sistema Ibérico y en las montañas litorales levantinas, que ofrecen mayor posibilidades para la migración y no experimentarán una reducción tan marcada de las áreas de montaña media y alta.

Los cambios en los tipos y superficies de matorral entrañan otras relaciones importantes con el cambio climático. Los matorrales mediterráneos liberan a la atmósfera cantidades considerables de COVs. Igualmente, es característica de muchos tipos de matorral mediterráneo la acumulación rápida de necromasa que favorece el riesgo de ignición y sobre todo de propagación de los incendios (Moreno *et al.* 1998).

5.3.3.4. Vegetación herbácea (prados y pastos)

Las plantas herbáceas constituyen cerca de las cuatro quintas partes del total de las especies de la flora vascular española. En los climas templados del tercio norte peninsular la flora herbácea está dominada por plantas perennes, en tanto que en las áreas de clima mediterráneo dominan las especies anuales, cuyo ciclo vital les permite evitar la sequía estival a la vez que resistir mejor las perturbaciones. Aunque la mayor abundancia y riqueza de flora herbácea se alcanza en las comunidades sin cobertura leñosa o con ésta reducida, y especialmente en aquellas modeladas por las prácticas asociadas al pastoreo, contingentes importantes de la flora herbácea están ligados a los ambientes forestales y preforestales, así como a otros de los grandes tipos de hábitat mencionados en este apartado, y sus respuestas al cambio climático dependerán en mayor o menor grado de las tendencias comentadas al

respecto de cada uno de estos hábitat. Las expectativas de la flora y vegetación herbáceas ante el cambio climático son variadas, dependerán estrechamente de lo que suceda con los usos del territorio, y en particular con el ganadero, que es el que ejerce un mayor control sobre las leñosas y favorece el desarrollo de unos u otros tipos de pastos.

Las tendencias de cambio más destacables para la vegetación pascícola serían las siguientes. De modo general, cabe esperar una reducción de los prados mesofíticos e higrófilos, incluidos los cervunales de montaña media y muchas comunidades megafórbicas de montaña, dependientes tanto de las disponibilidades hídricas como de la abundancia de materia orgánica. Esta reducción será moderada en los territorios de clima templado y más importante en las montañas mediterráneas. Las representaciones finícolas de algunos tipos particulares, como los prados de siega en los sistemas Ibérico y Central, pueden verse sustituidas casi por completo por prados mejor adaptados al agostamiento, como ballicares, fenalares, gramales, juncales churreros, etc.

En contrapartida, diversos tipos de pastos vivaces duros cobrarán mayor importancia, tanto en las montañas eurosiberianas y mediterráneas como en las áreas mediterráneas más afectadas por la aridización. En estas últimas podrán expandirse los espartales (*Stipa tenacissima*), albardineros (*Lygeum spartum*), cerverales (*Brachypodium retusum*), lastoneros (*Stipa spp.*, *Helictotrichon spp.*), berceales (*Stipa gigantea*), etc. Estos pastos soportan bien las perturbaciones púricas y contienen habitualmente gran riqueza y abundancia de terófitos. No obstante, ciertos pastos duros de exigencias ombrófilas, como los cerrillares de *Festuca elegans* de las montañas mediterráneas ibero-atlánticas, sufrirán reducciones de área potencial e incluso podrán desaparecer de sus reductos oreanos, mariánicos y nevadenses actuales. También es previsible la retracción, al menos en parte de su área actual, de diversos pastos psicroxerófilos mediterráneos, hoy abundantes en las parameras ibéricas, a lo largo de las vertientes meridionales cantábrica y pirenaica y en las montañas béticas, y marcadamente ligados a climas que promueven procesos de crioturbación del suelo. La retracción obedecería en este caso al desplazamiento competitivo por otros tipos de vegetación favorecidos por el calentamiento del clima, antes que a la aridización.

La vegetación propia de los hábitats más antropizados (comunidades ruderales y arvenses) sufrirá desplazamientos pero no son esperables extinciones, dado el amplio espacio climático propio de la mayoría de sus especies. Al contrario, en un entorno inestable en el que las perturbaciones y los huecos en la cobertura vegetal sean más frecuentes, cabe esperar mayores posibilidades de expansión de estas especies.

En suma, el balance del cambio climático proyectado sería favorable en conjunto para la vegetación herbácea, aunque con condicionamientos importantes derivados de los posibles cambios de uso del territorio. En general el cambio climático favorecería a los tipos de vegetación xerofíticos, a las especies anuales, y en muchos casos a las relativamente oportunistas, con gran amplitud climática (y por tanto geográfica) y mecanismos ágiles de dispersión. Debido al corto ciclo de generación de la mayoría de las especies, y a la facilidad de dispersión anemócora o zoócora de muchas de ellas, los cambios podrían ser relativamente rápidos, aunque la respuesta será más consistente frente a cambios en las disponibilidades hídricas que en el régimen térmico. Se ha especulado con la posibilidad de que la respuesta positiva de las plantas C₄, más exigentes en requerimientos térmicos y lumínicos y con mayor eficiencia transpiratoria, sea más acusada que la de las plantas C₃, aunque la capacidad de carboxilación de éstas se vería favorecida por una atmósfera enriquecida en CO₂.

5.3.3.5 Vegetación rupícola y epífita

El conjunto de la vegetación propia de fisuras de roca, pedregales y canchales comprende una

flora altamente especializada con un importante número de endemismos. Prácticamente todos los tipos se hallan incluidos en la Directiva Hábitats. Las peculiares condiciones de estos medios combinan suelos con escasa capacidad de retención hídrica y pobres en nutrientes, con regímenes de perturbación particulares ligados a los derrumbes periódicos o a la movilidad de los sustratos, para determinar estructuras vegetales muy abiertas en las que las relaciones de competencia por la luz son débiles. La tolerancia al estrés de la flora rupícola incluye la capacidad de afrontar largos períodos de parada o amortiguación fisiológica, y la de concentrar la actividad vegetativa en los cortos y a menudo irregulares períodos favorables. Por todo ello, este tipo de hábitat difícil se cuenta entre los menos directamente afectables por el cambio climático proyectado (Theurillat 1995).

No obstante, el rigor invernal es otro factor adverso para estas plantas, y en sus comunidades se advierte una clara zonación altitudinal. Por ello, ante un calentamiento climático, los tipos de mayor altitud (oro-criorotemplados y oro-crioromediterráneos) podrían verse afectados por la inmigración de especies propias de zonas más bajas. Tal proceso sería en cualquier caso muy lento, puesto que la capacidad de perduración de este tipo de vegetación es importante, como pone de manifiesto la presencia actual en roquedos de baja altitud de poblaciones de especies cuyo óptimo se halla en niveles altitudinales superiores, reminiscentes de períodos fríos precedentes.

La vegetación epífita tiene algunas relaciones florísticas con la rupícola. Se halla débilmente representada en nuestras latitudes, principalmente por helechos y briófitos. Su dependencia de climas con elevada humedad atmosférica y pluviosidad, hacen previsible una reducción de su territorio óptimo, con retracciones hacia áreas oceánicas costeras.

5.3.3.6. Vegetación costera (dunas, playas, acantilados y saladares)

La vegetación costera comprende diversos tipos de hábitats condicionados por la geomorfología litoral y la influencia del rocío marino. Están profusamente recogidos en la Directiva Hábitats, muchos de ellos con carácter prioritario debido a su rareza y a la fuerte regresión de los ecosistemas litorales causada por la concentración ancestral de la población humana en estas áreas, a la que se ha añadido en tiempos recientes la urbanización y la construcción de infraestructuras asociadas al desarrollo turístico.

La modificación del clima debería tener efectos directos bastante moderados sobre los hábitats costeros, por cuanto el calentamiento será ciertamente más suave en el litoral y la aridización se verá parcialmente compensada por la elevada humedad atmosférica que aporta la cercanía del mar. Sin embargo, la previsible elevación del nivel del mar puede provocar una reducción importante de las áreas ocupadas por estos hábitats, además de otras modificaciones en el nivel y la salinidad de las capas freáticas, y en los procesos geomorfológicos que mantienen los sistemas de dunas y los marjales y albuferas litorales. La ocupación del terreno con edificaciones e infraestructuras dificultará que estos sistemas puedan retroceder gradualmente frente al avance del mar. Esta constricción será más grave en sectores como el galaico y sobre todo el cantábrico, donde en algunos tramos la ocupación dunar y post-dunar se ha consumado hace ya tiempo (País Vasco) o corre serio peligro de completarse en breve (Cantabria). Las costas mediterráneas se hallan también afectadas por los mismos procesos, que contribuyen a fragmentar los ecosistemas litorales obstaculizando las posibles vías migratorias. Las ubicaciones actuales de los humedales litorales se verían afectadas por un incremento de la salinidad, que alteraría profundamente la composición del mosaico de comunidades propio de estos sistemas; en casos extremos, podrían ser invadidos directamente por el mar. La vegetación dunar, y en particular las comunidades leñosas, priorizadas en la Directiva Hábitats, se cuentan también entre las más vulnerables a estos procesos. La vegetación de acantilados litorales puede comportarse, en este sentido, como la más resistente frente a los cambios.

Algunas comunidades sabulícolas herbáceas y de matorral tienen interesantes representaciones en arenales del interior. Como en el caso de otros tipos de vegetación ligados a suelos desfavorables, los impactos esperables son moderados, aunque, por tratarse de representaciones muy exiguas cualquier tendencia poblacional descendente acarrearía extinciones bastante rápidas. En el caso de los saladares continentales, un incremento de las temperaturas acompañado de una disminución de las precipitaciones o de su mayor concentración invernal, favorecerían su avance, sobre todo en áreas del sureste ibérico, la meseta manchega, la depresión del Ebro y la cubeta del Duero.

5.3.3.7. Vegetación insular

Se ha especulado con que los impactos del cambio climático podrían ser mayores en las islas, debido a que presentan típicamente floras (y faunas) empobrecidas, con interacciones entre especies más frágiles, y menores tasas de diversidad genética de las especies, tanto endémicas como no endémicas (Frankham 1997). Sin embargo, al menos en islas de extensión reducida el efecto atemperador y humectante del mar puede amortiguar las tendencias del cambio climático. Las proyecciones del modelo Promes (Fig. 5.5-5.6) para las islas Baleares muestran un efecto evidente tanto del calentamiento como de la reducción de disponibilidades hídricas, aunque algo más moderado que el de la mitad oriental peninsular. Por ello, los impactos previsibles en este archipiélago serían similares a los que ya se han comentado para los hábitats que tienen representación en él, con la salvedad de que existiría una mayor proporción de refugios litorales. La vegetación mallorquina de montaña y los efectos del acentuamiento de la aridez en Menorca constituirían los focos de mayor vulnerabilidad.

La resolución de las proyecciones del modelo Promes para el archipiélago canario es insuficiente debido a las dimensiones de las islas en relación con las celdillas y a la difícil interpretación de los cambios en la variada pluviometría de las islas mayores. En cualquier caso, el calentamiento parece que afectará más a las islas occidentales, pero en conjunto será más moderado que en la península y puede evaluarse en algo menos de medio piso bioclimático para el escenario B2 y algo más de medio para el A2. La disminución de las precipitaciones supondrá una expansión moderada de los ombrotipos áridos y semiáridos dominantes en el tramo altitudinal inferior de las islas. Su topografía marcadamente cónica determinará que la disminución de superficie de los distintos termotipos y ombrotipos se incremente progresivamente en los de mayor altitud. En conjunto, y de acuerdo con la peculiar zonación climática y altitudinal de la vegetación canaria (Rivas-Martínez *et al.* 1993, Del Arco *et al.* 2002, Reyes-Betancort *et al.* 2001, Rodríguez Delgado *et al.* 2004), es previsible una expansión de la vegetación inframediterránea árida y semiárida (tabaibales de *Euphorbia balsamifera* y cardonales de *Euphorbia canariensis*), cuyos componentes más dinámicos podrían desempeñar el papel de avanzadillas: tabaibas amargas (*Euphorbia lamarckii*, *E. regis-jubae*, *E. berthelotii*), aulagas (*Launaea arborescens*), salados (*Schizogyne sericea*), vinagreras (*Rumex lunaria*), herbazales de cerrillo (*Hyparrhenia sinaica*) y panasco (*Cenchrus ciliaris*), e incluso invasoras como el rabogato (*Pennisetum setaceum*). Los bosquecillos termoesclerófilos de sabinas (*Juniperus canariensis*), acebuches (*Olea cerasiformis*), almácigos y lentiscos (*Pistacia atlantica*, *P. lentiscus*), con representaciones actuales muy mermadas por los usos urbano y agrícola, tienen pocas posibilidades de desplazarse hacia cotas favorables más elevadas, y serían negativamente afectados por la aridización. Para el monte verde o laurisilva, dependiente de la influencia de las nieblas del alisio, cabe esperar también una reducción de área a causa del adelgazamiento del mar de nubes, motivado por el calentamiento del aire húmedo costero y el rebajamiento del límite inferior de la capa cálida de subsidencia. Los matorrales de *Hypericum canariense* y *Rhamnus crenulata* y el fayal-brezal de *Myrica faya* y *Erica arborea* podrían beneficiarse de la reducción de área de los bosques lauroides, cuya persistencia en los enclaves reliquiales de las islas orientales sería problemática. En cambio, el eventual descenso de la capa de nubes favorecería la expansión de los pinares canarios (*Pinus*

canariensis) y sus escobonales asociados. Son esperables también y destacables los impactos negativos sobre la vegetación hidrófila (sauzales de *Salix canariensis*, palmerales de *Phoenix canariensis*, etc.), hoy ya muy afectada por el aprovechamiento hídrico de las islas, y sobre los hábitats costeros, en los que la remodelación de las costas asociada a la elevación del nivel del mar se superpondrá a las profundas transformaciones causadas por el desarrollo turístico.

5.4. ZONAS MÁS VULNERABLES

La exposición del apartado precedente pone de manifiesto que prácticamente todos los hábitats y territorios españoles van a experimentar impactos relevantes como consecuencia del cambio climático proyectado. Si se considera que los procesos inducidos por el cambio climático implicarán presiones que superarán la plasticidad y la capacidad de aclimatación de muchas especies, que las respuestas evolutivas son inviables en el corto plazo a que va a producirse el cambio, y que la eficacia de la migración de las especies como mecanismo de persistencia no será suficiente para compensar las extinciones locales, la única conclusión posible es que el cambio climático determinará pérdidas considerables de diversidad florística, añadidas a las que están produciendo ya otros componentes del cambio global (Thomas *et al.* 2004). En este apartado se destacan aquellos grupos de hábitats y territorios cuya diversidad vegetal puede ser afectada más rápida o más intensamente, de acuerdo con lo expuesto hasta aquí.

Alta montaña

La reducción del espacio climáticamente apto para la flora propia de muchos hábitats de alta montaña provocará mermas en sus cortejos florísticos, particularmente relevantes debido a la alta tasa de endemidad que los caracteriza. Los riesgos son mayores en los macizos no excesivamente elevados, porque el intervalo altitudinal ocupado en la actualidad por hábitats típicos de alta montaña es menor. Por la misma razón y por las tendencias diferenciales del calentamiento proyectado, los problemas serán más graves en las montañas meridionales que en las septentrionales, y más en las cantábricas que en las pirenaicas.

Hábitats mesofíticos de media montaña

La mayoría de los hábitats mesofíticos supramediterráneos y supratemplados sufrirán también presiones de desplazamiento altitudinal, aunque en este caso dispondrán de cotas superiores para expandirse, al menos en los principales sistemas montañosos. De nuevo el mayor riesgo para estos ecosistemas se localizará en las montañas modestas, como Sierra Morena, Montes de Toledo y muchas estribaciones de otros sistemas orográficos, así como en las serranías meridionales. Mientras que el desplazamiento altitudinal es una alternativa de subsistencia para la flora de estos hábitats, la migración latitudinal será muy problemática debido a la orientación transversa de la mayoría de las cordilleras y a la fragmentación y alteración de las tierras bajas intermedias. Por ello, las reducciones de área y el enrarecimiento y quizá la extinción local de elementos florísticos son impactos previsibles, con el agravante de que estos hábitats se caracterizan por albergar taxones en final de área meridional que contribuyen sustancialmente a la rareza florística territorial (Fernández-González 1999). El retroceso de estos hábitats mesofíticos de montaña en el sur de la Península entrañará también una disminución de la abundancia de ciertas especies leñosas con frutos carnosos, con posibles repercusiones en sus animales dispersores. La retracción y el consiguiente empobrecimiento en flora mesofítica de los sistemas montañosos mermará uno de los componentes a los que deben su riqueza florística actual; en contrapartida, actuarán como refugios para la flora de hábitats hoy extendidos por los piedemontes y sensibles a la aridización. Por último, las modificaciones de la vegetación en la media y alta montaña pueden suponer importantes riesgos adicionales si los

colapsos locales de ciertas poblaciones provocan reducciones temporales de la cobertura, que desencadenarían el potencial erosivo propio de los relieves de montaña.

Hábitats mesofíticos cálidos

El conjunto de la vegetación mediterránea rica en elementos marcescentes y lauroides ligados a climas lluviosos en invierno y primavera, experimentará presiones contrapuestas en el norte y el sur peninsular. En el norte la agudización de la sequía estival favorecerá su expansión a partir de los enclaves que actualmente ocupa con carácter más o menos reliquial, aunque tal avance estará fuertemente condicionado por la degradación y fragmentación del territorio, el uso forestal, la competencia con especies invasoras y la elevadísima incidencia de incendios intencionados en algunas áreas. En el sur, y sobre todo en el suroeste, el alargamiento de la sequía estival, combinado con una recarga hídrica insuficiente durante el período invernal, jugarán en su contra, y hay evidencias de la sensibilidad de la flora marcescente y lauroides mediterránea frente a los últimos episodios de sequía. Las distancias son demasiado grandes como para ser salvadas por la flora de los hábitats más meridionales en procesos migratorios naturales. Por ello, en el sur y suroeste peninsular cabe esperar un empobrecimiento del cortejo mediterráneo cálido y mesofítico. Similares consideraciones pueden hacerse respecto a la laurisilva o monte verde canario. En los archipiélagos será importante, además, la presión de las especies invasoras.

Bosques mediterráneos y dehesas meridionales

Grandes extensiones de la mitad meridional peninsular que hoy tienen vocación forestal experimentarán una reducción considerable de las disponibilidades hídricas, por debajo incluso de los requerimientos de los bosques menos exigentes. Los efectos de las sequías crónicas en estos territorios se vienen apreciando ya durante los últimos decenios. La crisis puede ser todavía más aguda en el caso de las dehesas, en las que los problemas de regeneración del arbolado se agravarán con la aridización, que también pondrá en cuestión la viabilidad de los usos agropecuarios tradicionales.

En el sur y sobre todo en el suroeste peninsular, las proyecciones de cambio climático indican la aparición de tipos climáticos nuevos, como el inframediterráneo o las versiones continentalizadas del termomediterráneo, y de combinaciones de sustratos y tipos climáticos hasta ahora inéditas para la vegetación ibérica, como los semiáridos y áridos sobre sustratos silíceos. Estas nuevas condiciones ejercerán un efecto selectivo sobre la flora actual, que en parte se verá excluida por su intolerancia. Como la inmigración de flora adaptada a estas situaciones es improbable a corto plazo, puede producirse un fenómeno de “vaciamiento” de la riqueza florística regional y un empobrecimiento de las comunidades. En una coyuntura semejante se agravaría la invasibilidad por especies exóticas, entre las que las cactáceas y otros elementos xerofíticos, como ciertas acacias, encontrarían huecos para expandirse.

Hábitats litorales

Ya se han mencionado los riesgos particulares que afectan a ciertos sistemas costeros, como los de dunas y albuferas, agravados por la larga historia de ocupación humana del litoral y la intensificación de ciertos usos en las últimas décadas. Las franjas costeras han desempeñado en cambios climáticos anteriores un importante papel de refugio, función que también pueden desempeñar ahora puesto que el calentamiento será más suave y el impacto de la aridización se verá parcialmente compensado por la mayor humedad atmosférica. En contrapartida, la toxicidad del ozono es potencialmente mayor en los ambientes litorales. Las interacciones entre cambio climático y cambios de uso van a ser por ello especialmente decisivas en la

conservación de los hábitat litorales.

5.5. PRINCIPALES OPCIONES ADAPTATIVAS

Debido a su magnitud y alcance, los impactos del cambio climático sobre la diversidad vegetal serán difíciles de paliar con actuaciones locales. A continuación se enumeran algunas de las opciones que cabría considerar al respecto, englobadas en el marco de las políticas sectoriales correspondientes.

Revisión de la red de espacios protegidos y de la política de conservación

La red actual de espacios protegidos, incluyendo los propuestos para integrar la red europea Natura 2000, cubre una extensión considerable, pero concentrada principalmente en las áreas de montaña y con importantes huecos en las zonas intermedias de llanuras y piedemontes. La conservación de la alta y media montaña es una medida recomendable frente a los impactos del cambio climático, puesto que permitirá los desplazamientos altitudinales de flora. No obstante, es también recomendable revisar la delimitación de los espacios protegidos asegurando que cubran intervalos altitudinales completos, hasta las líneas de cumbres, particularmente en macizos de altitud moderada en los que los pisos de vegetación superiores tienen márgenes de cota estrechos. Además, en esta coyuntura cobran un valor particular las representaciones continuas y extensas de hábitat naturales y seminaturales, sobre todo si se hallan extendidas a lo largo de un intervalo altitudinal amplio, puesto que tendrán mayores posibilidades de conservarse al menos en parte del mismo. Deberá prestarse atención a la conservación de pasillos o corredores y a la conexión entre áreas naturales protegidas demasiado distantes entre sí para los umbrales de dispersión media de las especies. El calentamiento y la aridización conferirán un importante papel como enclaves de refugio a las vertientes norte y las umbrías, que requerirán por ello una atención especial en la conservación. Respecto a las tierras bajas, es importante incrementar la preservación de los hábitats forestales, que desempeñarán un papel importante como focos de recolonización o como jalones en los procesos migratorios. Los bosques mixtos, con estrato de copas integrado por varias especies arbóreas, tendrán más posibilidades de mantener la continuidad forestal a lo largo de los avatares climáticos futuros, en la medida en que alguna de las especies subsista.

En otro orden de actuaciones, sería recomendable el esfuerzo de armonizar las figuras actuales de espacios naturales protegidos, demasiado numerosas (Gómez-Limón 2000), y sobre todo su gestión, puesto que la conservación de la biodiversidad va a convertirse más que nunca en un problema transfronterizo. La puesta en marcha de la Red Natura 2000 puede representar una oportunidad para avanzar por este camino. La generalización de procedimientos de gestión adaptativa en los espacios protegidos (véase más adelante 5.10) constituirá otro requerimiento indispensable para afrontar el seguimiento de los efectos del cambio climático.

Como consecuencia del cambio climático, la protección de especies se verá sometida a un largo proceso de reajustes, que requerirán seguimientos de las poblaciones amenazadas y revisiones periódicas de las listas rojas y de los catálogos de especies protegidas. Como las especies con rangos de distribución geográfica, intervalos altitudinales y tamaños poblacionales menores poseen *a priori* niveles más bajos de plasticidad fenotípica y diversidad genética, son también las principales candidatas a enrarecerse aún más o a extinguirse en medio de cambios ambientales abruptos. La detección de declives poblacionales importantes en especies actualmente no amenazadas requerirá una atención particular en el marco de la conservación, que probablemente se prestará de forma más efectiva desde los ámbitos regionales o autonómicos.

El apoyo de las técnicas de conservación *ex situ* puede ser crucial para la flora amenazada. Los resultados del Libro Rojo revelan que en la actualidad apenas el 40% de las especies más amenazadas tienen representación suficiente de al menos una de sus poblaciones en los bancos de germoplasma (Moreno Saiz *et al.* 2003).

Restauración ecológica y cambio climático

La restauración ecológica debe incorporar criterios preventivos de los efectos del cambio climático. El uso de especies exóticas en actuaciones de revegetación debe ser estrictamente regulado; de hecho, es previsible que entre las actuaciones futuras de restauración se hallen cada vez con más frecuencia las destinadas a erradicar especies invasoras. Además, la restauración de cubiertas vegetales deberá considerar especies tolerantes a las tendencias de cambio del clima y prever los episodios de marras generalizadas en años desfavorables.

Revisión de la política forestal

Como en el caso de la restauración, deben evitarse las reforestaciones practicadas con especies o procedencias intolerantes al cambio climático o a los riesgos de plagas e incendios asociados. Es recomendable favorecer plantaciones mixtas, para prever fracasos que pueden ser considerables en años climatológicamente adversos, cuya frecuencia aumentará previsiblemente. Los criterios productivistas deberán abandonarse en gran parte de la geografía española en favor de los relacionados con la lucha contra la erosión, la regeneración post-incendio y la conservación de la biodiversidad. El empleo de especies arbustivas en las reforestaciones deberá hacerse más frecuente, por las mismas razones y por su papel facilitador de la regeneración de las leñosas mediterráneas (Vallejo *et al.* 2003). La aridización fomentará el abandono de tierras agrícolas poco productivas, en las que la dinámica natural de la sucesión secundaria puede ser muy lenta bajo las nuevas condiciones climáticas; la reforestación de estas áreas, con especies tolerantes a la sequía y elásticas frente a los incendios, se hará cada vez más necesaria para evitar tendencias degradativas.

Las técnicas de manejo forestal deberán adaptarse a un marco en el que los riesgos de erosión, incendios, pérdida de materia orgánica edáfica y deficiente regeneración de la cubierta forestal van a ser críticos. Los tratamientos forestales deberán ser especialmente cuidadosos con los enclaves susceptibles de desempeñar el papel de áreas de refugio o de escalones migratorios en los desplazamientos de flora, así como, en general, con la diversidad florística de los sotobosques. A medida que se conozcan mejor los procesos de desplazamiento de la vegetación, mediante técnicas de extracción selectiva e incluso reforestaciones planificadas se podrá favorecer el reemplazamiento de masas forestales. Una selección adecuada de las especies utilizables en las reforestaciones que se practican en el marco de las subvenciones de la PAC puede contribuir a paliar las limitaciones migratorias de la flora leñosa, sobre todo en territorios afectados por la aridización y el abandono de tierras cultivadas. En muchos montes mediterráneos serán igualmente necesarios los tratamientos de mejora de la estructura del arbolado que favorezcan su eficiencia hídrica (véase Capítulo 9).

Regulación de los usos ganadero y cinegético en sistemas forestales

La presión excesiva de ganado en bosques y matorrales sometidos a un fuerte estrés hídrico puede acelerar su regresión por la insuficiente regeneración natural y por las lesiones infligidas a los individuos adultos a través del ramoneo. La regulación de las cargas ganaderas es importante en las áreas de monte mediterráneo todavía bien conservadas dedicadas a usos cinegéticos, que han experimentado tendencias recientes hacia la intensificación. En los territorios más afectados por la aridización, en cambio, la disminución de la productividad

vegetal terminará por colapsar económicamente las posibilidades de la ganadería extensiva, lo que redundará en un empobrecimiento de la flora herbácea. El posible incremento del uso ganadero en la alta montaña puede retardar la progresión altitudinal de la vegetación arbustiva y arbórea, aunque en contrapartida acelerará el recambio de la flora herbácea.

Ordenación del territorio y evaluación de impacto ambiental

Varias de las opciones adaptativas mencionadas requieren ser planificadas desde la concepción de una ordenación del territorio que tenga en cuenta los impactos del cambio climático, de forma que se minimicen las interacciones sinérgicas entre cambio climático y cambios de uso. En el nuevo marco para la sostenibilidad que se va a configurar a medida que se modifique el clima, la evaluación del impacto ambiental debe empezar a incorporar la consideración de las interacciones entre los efectos ambientales de los proyectos y los impactos derivados del cambio climático. Por lo que concierne a la diversidad vegetal, impactos como la fragmentación y la reducción de hábitat, la introducción de flora exótica, la intensificación de usos, el excesivo consumo de agua asociado a ciertos usos (véase Capítulo 3), o las afecciones a hábitat no protegidos pero que pueden representar piezas importantes para la redistribución de la vegetación, deben comenzar a evaluarse en este nuevo marco. El desarrollo de evaluaciones ambientales estratégicas y su aplicación a la problemática de la conservación de la biodiversidad (Díaz *et al.* 2001) son herramientas que pueden contribuir al cambio de escala y de perspectiva necesario.

5.6. REPERCUSIONES SOBRE OTROS SECTORES O ÁREAS

El papel ecológico de las plantas como productores primarios hace que los cambios en la flora y en la vegetación ejerzan influencias directas o indirectas en casi todos los sectores contemplados en este Informe. Las pérdidas de diversidad florística afectarán a los distintos bienes y servicios que reporta la biodiversidad. Estas pérdidas tienen una relevancia especial en el caso español, puesto que nuestro país alberga una proporción muy elevada de la biodiversidad europea, como se ha indicado en el apartado 5.1. Una sucinta enumeración de estas conexiones es la siguiente.

Los cambios en la estructura y la composición de la vegetación ejercen a su vez efectos sobre el clima, a través de las modificaciones del albedo, de los balances de carbono, la emisión de COVs y, por vía de sus interacciones con el régimen de incendios, contribuyen también a las emisiones de CO₂. Las relaciones entre la diversidad vegetal y el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, los ecosistemas acuáticos continentales, las zonas costeras y los recursos edáficos e hídricos en general, se han expuesto en los Capítulos correspondientes (2, 4, 7 y 8) y en el apartado 5.3 de éste. Las interacciones entre especies vegetales y animales son particularmente importantes para ambos grupos de organismos, a la vez que sensibles a las modificaciones fenológicas y distribucionales que impondrá el cambio climático, y se han mencionado en los Capítulos 2 y 6 y en el apartado 5.3. La relación con los riesgos naturales se establece principalmente a través de los incendios y los procesos erosivos superficiales (Capítulo 12). Los cambios fenológicos, las modificaciones de la productividad vegetal y de la composición química de la fitomasa, y los desplazamientos de flora tendrán repercusiones sobre los sectores agropecuarios (Capítulo 10) y forestal (Capítulo 9); a su vez, las interacciones entre cambios de usos vinculados a estos sectores y cambio climático, constituyen uno de los factores determinantes más importantes de la dinámica futura de la diversidad vegetal. Según la Organización Mundial de la Salud (WHO 2003), una de las consecuencias del cambio climático insuficientemente conocida y que necesita seguimiento continuo se refiere a los cambios en la polución del aire y en sus niveles de aeroalérgenos. Respecto a estos últimos, las modificaciones del calendario de floración de muchas especies (García-Mozo *et al.* 2002) supondrán un período más prolongado de presencia polínica en el

aire, con las consecuentes repercusiones sanitarias: aumento del número de pacientes de alergia y del período de duración de los síntomas alérgicos, aumento del gasto farmacéutico derivado, mayor absentismo laboral y escolar, incremento de las urgencias hospitalarias e incluso modificaciones en la temporalidad del turismo. Este problema sanitario tiene implicaciones tanto a en el marco local, como regional e incluso nacional. También en relación con el turismo hay que mencionar que ciertos procesos de degradación de la cubierta vegetal susceptibles de desencadenarse con el cambio climático, como la deforestación por sequías, plagas o incendios, la erosión, la homogeneización de los paisajes, etc., suponen pérdidas del atractivo natural para los visitantes potenciales de espacios protegidos que pueden afectar localmente a la demanda ecoturística y a la economía dependiente de este sector.

5.7. PRINCIPALES INCERTIDUMBRES Y DESCONOCIMIENTOS

Las incertidumbres sobre los impactos que puede entrañar el cambio climático provienen principalmente de nuestro desconocimiento sobre cómo se irán acoplando en el tiempo los distintos factores en juego. Así, por ejemplo, disponemos de escenarios climáticos razonablemente fiables que describen la situación de los elementos del clima dentro de un siglo, pero sus efectos sobre la diversidad vegetal pueden ser sustancialmente distintos dependiendo de las trayectorias temporales de cambio, sobre todo en lo que respecta a las precipitaciones. La incidencia de eventos extremos y los cambios de la estocasticidad climática son más difíciles de proyectar con fiabilidad, pero, por lo que sabemos, sus efectos, directos e indirectos, pueden ser más contundentes e irreversibles que los producidos por las tendencias medias de cambio (Walther *et al.* 2002).

Las sinergias entre el cambio climático y otros componentes del cambio global (atmosféricos y de usos del territorio) constituyen otro de los elementos de incertidumbre. Los indicios apuntan en el sentido de que estos componentes amplificarán en general los impactos del cambio climático, sobre todo en relación con la aridización.

Las respuestas de las especies aportan también fuentes de incertidumbre, debido a la variabilidad esperable y constatada en los signos y magnitudes, así como en los tiempos de respuesta. El elevado número de especies involucradas incrementa esta incertidumbre, por lo que éste es uno de los aspectos que requiere un esfuerzo importante desde el campo de la investigación, enfocado previsiblemente hacia la definición de los atributos funcionales de las especies que condicionan los tipos de respuestas. La incertidumbre es mayor en la medida en que las interacciones entre especies jugarán un papel decisivo (véase apartado 5.3.1), puesto que la modificación de estas interacciones puede anular en muchos casos las respuestas individuales esperables.

Por último, las escalas temporales y espaciales de los impactos representan otro de los retos en la investigación sobre el cambio climático. La mayor parte de la información sobre respuestas biológicas se ha obtenido en escalas de individuo, población o comunidad, pero los efectos en las escalas de paisaje o regionales son más difíciles de modelar y por tanto de predecir. Por otro lado, la resolución espacial de las proyecciones del clima futuro no alcanzan todavía el detalle de las variaciones mesoclimáticas inducidas por la topografía y el relieve, que pueden resultar cruciales para la subsistencia de comunidades y especies en enclaves de refugio.

5.8. DETECCIÓN DEL CAMBIO

La señal del cambio climático confirmado hasta ahora es todavía moderada (véase apartado 5.3.1) y por consiguiente sus efectos se empiezan a detectar de modo parcial. Las evidencias más palpables y extensas por lo que concierne a las plantas en nuestras latitudes se refieren a

las modificaciones de la fenología de ciertas especies y a los patrones de crecimiento detectados en los anillos anuales de los árboles (Hughes 2000, Walther *et al.* 2002, Gitay *et al.* 2002). Existen también evidencias de cambios en la composición de ciertas comunidades, de movimientos de flora, tanto autóctona como invasora, e incluso de virulencia de ciertas plagas, que se han interpretado como consecuencias del cambio climático. Estas evidencias, referidas en el apartado 5.3, son a menudo difíciles de separar de otros impactos del cambio global y, en cualquier caso, no reúnen todavía el cuerpo de datos necesario para conformar un indicador. Disponemos también de estudios que muestran cómo pueden producirse los impactos del cambio climático en las plantas, así como de evidencias sobre los efectos de otros componentes del cambio global (composición química de la atmósfera, cambios de uso del territorio) en la diversidad vegetal, que se han referido igualmente en el apartado 5.3.

La magnitud y complejidad de los impactos previsibles requieren por ello desarrollar seguimientos más detallados, para confirmar las respuestas esperadas o prever a tiempo las inesperadas. Los indicadores de cambio consignados aquí son aquéllos que pueden suministrar información desvinculada de los efectos de otros componentes del cambio global, para los que se dispone de series de datos previas con las que establecer referencias y proyecciones, y que pueden aportar a corto o medio plazo valores indicativos de la magnitud de los efectos del cambio climático en las plantas. Además, la interpretabilidad de los datos, la existencia de bancos de datos internacionales, la comparabilidad con éstos y los métodos de validación están suficientemente establecidos o pueden desarrollarse con un esfuerzo moderado (Erhard *et al.* 2002). Otros indicadores cuyo desarrollo futuro se considera viable y recomendable se comentan en el apartado 5.10.

Bases de datos fenológicos

Diversas fases del ciclo vital de las plantas dependen del curso anual del clima, sobre todo en los climas extratropicales. El desencadenamiento fisiológico de estas fases está controlado por la temperatura en muchas plantas, y por ello su respuesta al calentamiento climático es una de las que primero se han constatado. Hay que tener en cuenta, no obstante, que dependiendo de las especies y fases del ciclo vital que se consideren, el control puede estar ejercido por otros factores, como el fotoperíodo, las disponibilidades hídricas, o aún por combinaciones de factores (Larcher 1995).

Pero para las especies sensibles, la floración y la foliación se han anticipado durante las 3-5 últimas décadas a un ritmo de entre 1.4-3.1 días/década en Europa y algo menos (1.2-2(3.8)) en Norteamérica (Ahas 1999, Chmielewski y Rötzer 2002, Menzel y Estrella 2001, Menzel *et al.* 2002, Walther *et al.* 2002). Los cambios son menos consistentes en las fases estivales u otoñales (Bradley *et al.* 1999, Menzel y Estrella 2001, Menzel *et al.* 2002), pero en Europa el marchitamiento de las hojas de los caducifolios se está retrasando entre 0.3-1.6 días/década. Como resultado, el período de actividad vegetativa se ha estado alargando en promedio unos 3.6 días/década durante el último medio siglo (Menzel y Fabian 1999, Peñuelas y Filella 2001). Estos valores no se desvían demasiado de los deducidos analizando los períodos de crecimiento de la vegetación a través de imágenes de satélite (Myneni *et al.* 1997) y los ciclos anuales de concentraciones atmosféricas de CO₂ (Keeling *et al.* 1996), que señalan además que el alargamiento de la actividad vegetativa es más notorio en las dos últimas décadas. Las modificaciones fenológicas no se producen de una forma territorialmente homogénea, y han permitido detectar áreas en las que el calentamiento no está ocurriendo al mismo ritmo, como sucede en partes del SE de Europa (Menzel y Fabian 1999, Chmielewski y Rötzer 2002), o incluso períodos fríos registrados a lo largo del siglo pasado (Ahas 1999). Los datos disponibles en el nordeste de España (Peñuelas *et al.* 2002) muestran adelantos de 1-5 semanas en la foliación y de 1-10 semanas en la floración para el último medio siglo, y retrasos en la caída de la hoja de entre 1-2 semanas, con valores medios de la respuesta que deben

considerarse elevados en comparación con los del contexto europeo. Las respuestas son muy variables entre especies; en lo que concierne al adelantamiento fenológico, las herbáceas y las plantas de floración temprana responden mejor que las leñosas y en general las de floración tardía (Post y Stenseth 1999).

Por todo ello, los estudios fenológicos son una poderosa herramienta para el seguimiento de la respuesta biótica al cambio climático y, a pesar de que las tomas clásicas de datos fenológicos venían siendo criticadas por diversos sectores de la comunidad científica, en la actualidad se han revitalizado extraordinariamente (Lieth 1997, Schwartz 1999, Wuethrich 2000, McCarty 2001, Menzel 2002). En el marco europeo la principal iniciativa en este campo es la Red Europea de Fenología (*European Phenology Network*, EPN, www.dow.wau.nl/msa/epn), creada para normalizar protocolos (Bruns y van Vliet 2003), coordinar e integrar información y grupos de trabajo (Bruns *et al.* 2003, Schwartz 2003) y desarrollar programas educativos. La coordinación mundial de las redes de seguimiento fenológico se ha tratado de impulsar desde GLOBE (*Global Learning to Benefit the Environment*) (Peñuelas y Filella 2001).

Bases de datos aerobiológicos

La Aerobiología se está utilizando como herramienta para el estudio de la fenología floral masculina de muchas plantas con polinización anemófila, debido a que la presencia de granos de polen en la atmósfera es una consecuencia del estado fenológico de la floración. En esta línea, las bases de datos aerobiológicos están resultando útiles para tales estudios, puesto que en varios países se dispone de series temporales de al menos 20 años. Los datos aerobiológicos se toman diariamente con aparatos que aspiran volúmenes constantes de aire, lo que permite estudiar con detalle la evolución de la fenología floral. Estos aparatos tienen una autonomía semanal y una cobertura de unos 50 km de radio, dependiendo de la topografía y de la capacidad de dispersión de los granos de polen de las especies a estudiar.

En España existe la Red Española de Aerobiología (REA) que cuenta con unas 50 estaciones de muestreo repartidas por todo el territorio español. Recientemente se ha creado la Red Portuguesa de Aerobiología (RPA) que, junto con la REA, permite tener un conocimiento del contenido de polen aerovagante en todo el territorio de la Península Ibérica. Aunque la REA fue constituida formalmente en 1992, en algunos puntos de muestreo cuenta con datos continuos desde 1982. Esta base de datos está poniendo de manifiesto la sensibilidad al cambio climático de las diferentes especies.

Las especies herbáceas tienen un comportamiento diferente de las leñosas. En el área mediterránea su desarrollo y floración dependen más del régimen de lluvias, siendo más importantes los efectos de su distribución temporal que la cantidad total registrada (Emberlin *et al.* 2000). La influencia del cambio climático no ha sido hasta ahora muy acusada ya que los principales cambios se están apreciando en las temperaturas. Sin embargo, un cambio en el régimen de lluvias hacia una mayor torrencialidad o una redistribución estacional de la precipitación podrían tener un mayor efecto.

En cuanto a las especies leñosas la temperatura es el factor que más afecta al desarrollo de las yemas florales de árboles que florecen en primavera temprana, como es la encina, mientras que los árboles de floración más tardía, como el olivo y el alcornoque, son más afectados por el fotoperíodo (García-Mozo *et al.* 2002, Galán *et al.* 2001, 2005, véase también Osborne *et al.* 2000). Un adelanto en la fecha del despertar de las yemas de los árboles y de la floración en general, podría hacerlos más vulnerables a las heladas tardías. Un incremento de la temperatura aceleraría el desarrollo de los órganos florales y vegetativos. Asimismo, se han observado respuestas diferentes de una misma especie dependiendo de la zona geográfica, como cabe esperar teniendo en cuenta las distintas magnitudes y direcciones del cambio

climático según territorios.

En el ámbito europeo se está trabajando en esta línea utilizando datos aerobiológicos, ya que se cuenta con una red de ámbito europeo, la *European Aeroallergen Network* (EAN), a la cual pertenece la REA, y que está coordinada también con la EPN. Diferentes trabajos han puesto de manifiesto un adelanto generalizado a nivel europeo de la estación polínica de diferentes especies (D'Odorico *et al.* 2002, Emberlin *et al.* 1997, 2000). En España la mayoría de las series disponibles son todavía cortas, pero parecen apuntar hacia un adelanto en la floración de las especies arbóreas. Este adelanto es más consistente en la estación polínica de *Quercus* en las localidades del interior peninsular (García-Mozo *et al.* 2002a, b). A partir de las bases de datos aerobiológicas y meteorológicas se han podido elaborar modelos en los que se determinan los requerimientos bioclimáticos previos a la floración. Aplicando escenarios climáticos para los próximos 100 años a estos modelos se puede prever que estos árboles de floración temprana podrían sufrir un adelanto en su floración de hasta un mes y medio en algunas zonas del interior peninsular como León o Madrid.

Por otra parte, el incremento de la productividad vegetal asociado al aumento de la concentración atmosférica de CO₂ se manifiesta también en la producción de polen por antera, hecho ya probado de forma experimental (Rogers *et al.* 2004). Los datos aerobiológicos de diferentes estaciones de Europa central muestran una tendencia al aumento de las concentraciones polínicas en la atmósfera. En España no hay aún evidencias claras de este hecho, probablemente debido a que la gran variabilidad interanual de las concentraciones polínicas en el aire, ligada a las fluctuaciones del clima mediterráneo, requiere períodos de análisis más dilatados que en zonas de clima más estable.

Los datos aerobiológicos pueden ser representados mediante tablas y gráficos fácilmente interpretables por los gestores encargados de evaluar los resultados del seguimiento. La REA tiene una dilatada experiencia en difusión de los datos aerobiológicos, ya que éste fue uno de los principales objetivos desde su constitución. Dichos datos deben ser analizados estadísticamente para probar que las tendencias que se están observando no son fruto de las habituales variaciones interanuales.

Banco de datos dendrocronológicos

El crecimiento en grosor de los árboles, estimado a partir de los anillos anuales de crecimiento, se relaciona con las condiciones climáticas y puede servir para confirmar los efectos del cambio climático. Los estudios dendrocronológicos y dendroclimáticos son relativamente recientes en España, puesto que se inician prácticamente con los trabajos de Creus y Puigdefábregas en 1976 y 1983. Desde 1984 la dendroclimatología española se ha desarrollado a partir de estudios sobre especies de *Pinus* y de *Quercus* caducifolios y marcescentes, además de algunos otros géneros de coníferas y fagáceas. Entre los investigadores que más han contribuido a estas actividades cabe mencionar a J. Creus, A. Fernández-Cancio, R. Génova, M. Génova, E. Manrique, K. Ritcher, E. Trobajo, E. Gutiérrez y A. Pérez-Antelo.

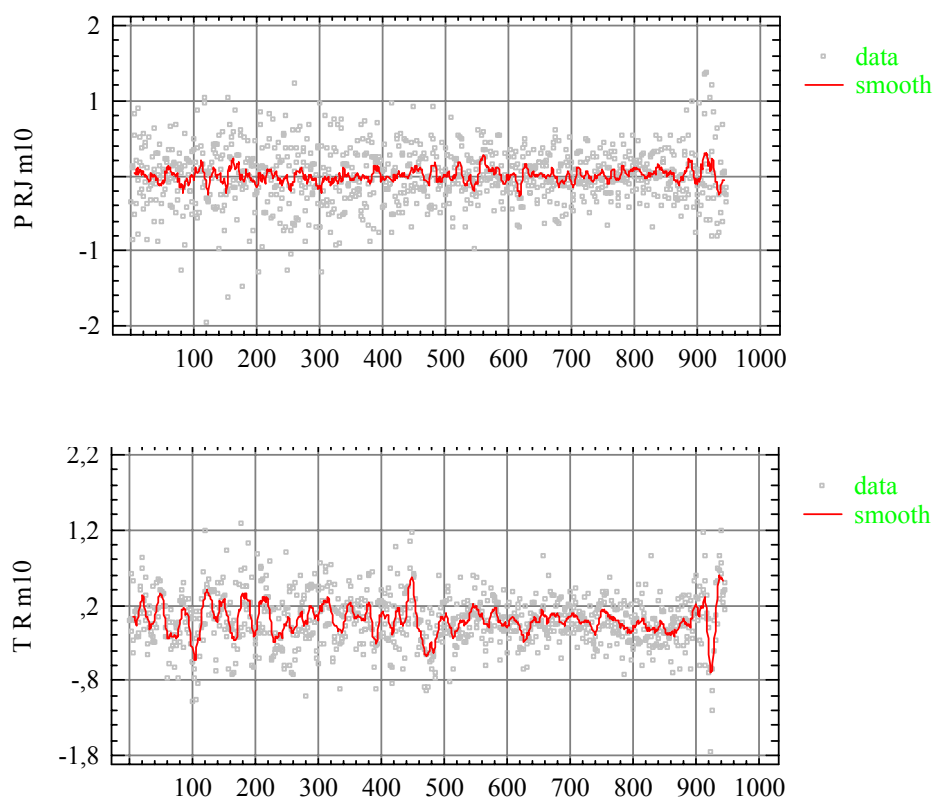


Fig. 5.7. Representación de la precipitación (arriba) y la temperatura media (abajo) estandarizadas, reconstruidas dendrocronológicamente para 320 estaciones españolas, y su media móvil de 10 años. El intervalo temporal reconstruido (en abscisas) comprende desde 1050 a 1997. Se observan los patrones de alta variabilidad entre 0 y 400 y el comportamiento anómalo de los últimos 50 años, que corresponden ya a datos reales.

Tabla 5.6. Zonas y características del Banco de Datos Dendroclimático

Zona	Nº de series	Nº de árboles	Especies	Longitud máxima de las series (años)
Guadarrama	259	134	<i>Pinus nigra</i>	505 (La Jarosa)
Cuenca	150	91	<i>Pinus nigra</i>	629 (Uña)
Galicia	59	40	<i>Quercus spp.</i>	432 (Invernadero)
Gredos	43	22	<i>Pinus nigra</i>	322 (Piedralaves)
Demanda-Urbión	129	76	<i>Pinus uncinata</i>	528 (Vinuesa)
Pirineos	98	65	<i>Pinus uncinata</i>	690 (Aigüestortes)
Alcaraz-Segura	74	50	<i>Pinus nigra</i>	409 (Paterna)
Cazorla-Filabres-María	60	40	<i>Pinus nigra</i>	939 (Sierra de Cazorla)
Teruel	68	56	<i>Pinus nigra</i>	410 (Bellena)

El Banco de Datos Dendrocronológicos de referencia para la investigación del clima cuenta en la actualidad con 1064 series, de las que 940, correspondientes a 574 árboles, tienen alto interés por su longevidad y sensibilidad (Tabla 5.6). El intervalo temporal cubierto por las cronologías comprende desde el año 1050 hasta 1997. En los estudios dendroclimáticos la información suministrada por las estaciones meteorológicas empieza a ser suficiente desde el año 1945, empleándose el intervalo 1945-1997 para la calibración y verificación de los modelos. Espacialmente la cobertura de la Península es completa, ya que se ha desarrollado una nueva metodología (Fernández-Cancio y Manrique 1997, Creus *et al.* 1997) que permite, utilizando los sistemas clásicos de reconstrucción del Tree Ring Laboratory (Tucson, Arizona), reconstruir cualquier variable meteorológica mensual en aquellas estaciones que tengan al menos 50 años de registros instrumentales.

Este método se basa en la reconstrucción selectiva de cada variable, correlacionándola con la totalidad del Banco de Datos. El modelo aplicado se calibra y verifica y su fiabilidad estadística se analiza por comparación con simulaciones aleatorias del registro climático, según la distribución de los datos de la variable real. Así, pueden reconstruirse de forma fiable un 57% de las variables. En el año 1300 comienza la estabilización de la varianza y a partir del 1500 las reconstrucciones son válidas en la totalidad del territorio. El alcance de la señal climática para las temperaturas es muy amplio, puesto que llega a Canarias por el sur y no está determinado hasta qué punto de Europa por el norte. Para las precipitaciones, en cambio, la fiabilidad es mucho más baja. La Pequeña Edad Glacial (PEG) queda completamente definida y también la evolución de la variabilidad climática (Manrique y Fernández-Cancio 1999, 2000). Espacialmente, toda la Península Ibérica puede ser reconstruida (Candelas 2000).

La señal (Fig. 5.7) concuerda cualitativamente con las tendencias detectadas en la evolución climática del Hemisferio Norte (www.ngdc.noaa.gov/paleo/recons.html). Algunas de las cronologías obtenidas se han incorporado a la Base de Datos Geofísicos de carácter Dendrocronológico de NOAA *Paleoclimatology Program* a través del *International Tree Ring Data Bank* (ITRDB). Como se observa en las reconstrucciones estandarizadas del milenio en 320 estaciones españolas (Fig. 5.7), el episodio de precipitación y temperatura del último medio siglo, esencialmente cálido y alternativamente muy húmedo y muy seco, parece tener características inéditas en España por comparación con las tendencias y variabilidad de los últimos 1000 años. Desde este punto de vista podemos hablar de un cambio climático actual respecto a las tendencias del último milenio.

Localmente es posible identificar, en cada estación meteorológica, el comportamiento del actual episodio climático y su evolución. La reconstrucción adicional del clima permite detectar el impacto en la vegetación y, consecuentemente, pueden ser analizadas las tendencias de los cambios en la misma, simulando los desplazamientos actuales y futuros. Un análisis ARIMA sobre las series temporales permite, además, tener una idea cualitativa de las predicciones en los próximos diez años. Los gestores de los sectores forestal, hidrológico y protección civil pueden ser los principales beneficiarios de estas predicciones.

Teledetección

La información brindada por los sensores remotos instalados en los satélites tiene múltiples aplicaciones ambientales, entre las que se cuentan recientes e importantes contribuciones sobre los impactos del cambio climático en la vegetación. El análisis de series temporales del índice de vegetación basado en la diferencia normalizada (NDVI) ha confirmado el alargamiento del período vegetativo en el hemisferio norte (Myneni *et al.* 1997, Chen y Pan 2002). Disponibles desde los años 70, las series de imágenes de satélite permiten asimismo cuantificar, cada vez con mayor resolución, los cambios de uso y de cobertura vegetal de los territorios, y a través de ellos los cambios en la estructura del paisaje, uno de los indicadores de

biodiversidad considerados más prometedores (Fernández-González 2002). Utilizando series temporales pueden llegar a caracterizarse límites biogeográficos con independencia de los diferentes tipos de vegetación actual (Lobo *et al.* 1997), que podrían emplearse en los seguimientos de los desplazamientos vegetacionales forzados por el cambio climático. Con los modernos sensores es posible también evaluar cada vez con mayor resolución el contenido hídrico, el estado fisiológico o el crecimiento de la vegetación, por lo que la tecnología basada en la teledetección representa una importante herramienta para el seguimiento de los impactos del cambio climático.

5.9. IMPLICACIONES PARA LAS POLÍTICAS

El objetivo de avanzar hacia formas de desarrollo sostenible ha encontrado un problema de gran calado en el cambio climático. La Unión Europea formuló en la reciente cumbre de Göteborg (2001) el compromiso de detener las pérdidas de diversidad biológica en su territorio para 2010, como una implicación ineludible del desarrollo ambientalmente compatible. Evitar las pérdidas de biodiversidad añadidas que se deriven de los impactos del cambio climático, un conflicto global que requiere respuestas globales, representa un reto difícilmente abordable con medidas locales, cuya eficacia siempre se verá limitada. Las políticas sectoriales concernidas por los impactos del cambio climático sobre la diversidad vegetal se han mencionado en el apartado 5.5 y se relacionan fundamentalmente con competencias asumidas por las autonomías o las administraciones locales. De ahí que, por una parte, las estrategias que se elaboren en este sentido requieren un marco geográfico más amplio en el que puedan coordinarse e integrarse. Por otra, en el ámbito de las iniciativas que se desplieguen desde la UE debe reivindicarse la importante proporción de la biodiversidad europea albergada en España. La magnitud de los impactos previsibles del cambio climático recomiendan por ello una revisión de la estrategia española para la conservación de la biodiversidad (MIMAM 1999).

La ordenación del territorio debe incorporar la consideración de los impactos del cambio climático cuando menos para tratar de minimizar sus interacciones negativas con los cambios de uso del territorio, en particular los efectos de la construcción de infraestructuras y de la urbanización en la fragmentación y degradación de hábitat, y los desplazamientos geográficos de otros usos forzados por el cambio climático. La gestión de los recursos naturales afronta cambios considerables en la productividad de las explotaciones forestales, agrícolas y ganaderas, en la localización futura de las mismas y en sus modalidades de intensificación, con connotaciones que serán difícilmente sostenibles en muchos casos. El área de calidad y evaluación ambiental tiene también que asumir el nuevo marco de interacciones generado por el cambio climático; la aplicación de evaluaciones ambientales estratégicas, en lugar de evaluaciones del impacto individual de cada proyecto, puede contribuir al cambio de perspectiva.

La protección de la naturaleza, junto con la restauración ecológica en sentido amplio, es la política sectorial más directamente involucrada en los impactos del cambio climático sobre la biodiversidad, como se ha expuesto en el apartado 5.5. Estos impactos están empezando a poner de manifiesto, y lo harán con mayor contundencia en un futuro inmediato, el valor de los ecosistemas y los beneficios directos e indirectos que reportan a la humanidad, lamentablemente infraestimados con demasiada frecuencia, sobre todo en sus valoraciones económicas. Es por ello el momento de reivindicarlos a través de programas de educación y concienciación ambiental, para hacer asumibles las políticas sectoriales capaces de atenuar los impactos y para involucrar a las administraciones y a los ciudadanos en su desarrollo y aplicación.

5.10. PRINCIPALES NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

La investigación sobre los impactos del cambio climático en la vegetación puede estructurarse en tres líneas principales e interconectadas: el seguimiento de los cambios reales que se están produciendo o se produzcan, las respuestas de las especies y comunidades a los cambios previsibles, y la elaboración de modelos predictivos, basados en la información suministrada por las anteriores y en las proyecciones climáticas, que permitan anticipar los cambios florísticos y vegetacionales esperables. La continuidad de los seguimientos permitirá contrastar el grado de adecuación de las predicciones de los modelos, introduciendo en su caso y con suficiente antelación medidas correctoras o paliativas de los impactos.

Las actividades de seguimiento comprenden varios niveles desigualmente desarrollados en la actualidad. Es conveniente impulsar la participación de grupos de investigación en las redes de seguimiento fenológico, puesto que la participación actual es muy escasa (sólo dos grupos, aparte de la REA, en la EPN). Es poco probable, además, que los grupos de investigación se involucren en seguimientos a largo plazo sin un apoyo financiero seguro. Respecto al seguimiento aerobiológico, aunque se cuenta con un número importante de estaciones aerobiológicas en España gestionadas por la REA, existen grandes zonas geográficas insuficientemente cubiertas, como Castilla y León y Castilla-La Mancha. Este hecho, junto con los costes de mantenimiento de los captadores y sobre todo de lectura de las muestras, que requieren un gran número de horas de análisis al microscopio óptico, componen las necesidades de financiación de la red, aportadas hasta ahora por las diversas administraciones públicas a cambio de la información generada para aplicaciones alergológicas. Las posibilidades de aplicación del banco de datos dendrocronológicos como indicador del cambio climático requieren todavía desarrollos metodológicos. La comprensión completa del alcance de la perturbación actual y de sus características se alcanzaría buscando más árboles longevos de más de 500 años y localizando y analizando maderas fósiles y subfósiles, con las que se fortalecería la señal de la fase cálida Altomedieval (1000-1300 DC) y el importante episodio climático que la precedió (600-1000 DC).

Además del desarrollo de seguimientos basados en la teledetección, como se ha indicado en el apartado 5.8, el seguimiento sobre el terreno de los cambios florísticos y de vegetación constituye otro elemento imprescindible. La aproximación más interesante consistiría en articular una red de parcelas de seguimiento permanente, representativas de distintos hábitat y paisajes con diferentes grados de vulnerabilidad a los efectos del cambio climático y adecuadamente distribuidas de acuerdo con las unidades biogeográficas españolas. La red de espacios protegidos podría constituir un marco para la localización de los puntos de seguimiento, por cuanto ofrecen un control aceptable de los usos del territorio y disponen de información cartográfica y florística de apoyo. La iniciativa podría coordinarse con los planes de seguimiento que exigirá la Red Natura 2000 y beneficiarse de las posibilidades de cofinanciación desde la UE. Aparte de muestreos periódicos de la diversidad florística a distintas escalas de resolución espacial, se podrían incorporar también seguimientos fenológicos y demográficos de especies clave o de especies seleccionadas y representativas de distintos modelos de respuesta al cambio climático. Los protocolos de seguimiento deben poder acoplarse a procedimientos de manejo adaptativo para evaluar los efectos sobre la biodiversidad de actuaciones concretas y sus interacciones con el cambio climático. Para la alta montaña está funcionando el proyecto GLORIA-Europe, con parcelas permanentes en las cumbres de 17 cordilleras europeas, entre las que se incluye Sierra Nevada y el Pirineo (Pauli *et al.* 2004; www.gloria.ac.at). La iniciativa está globalizándose a través de GLORIA-Worldwide. La red de parcelas para el seguimiento de daños forestales (Montoya y López Arias 1997), por su parte, debe mantener sus actividades, imprescindibles para evaluar los efectos de sequías y plagas.

En este sentido, el proyecto de seguimiento demográfico iniciado con 40 especies vegetales

amenazadas dentro del Atlas de la Flora Amenazada (Moreno Saiz *et al.* 2003) podrá permitir en un futuro detectar tendencias en estas especies y extrapolar conclusiones y medidas de gestión respecto a otras plantas sometidas a riesgo. Los estudios demográficos deberían acompañarse de los imprescindibles estudios genéticos (e.g., sistemas de cruzamiento, niveles y efectos de la consanguinidad, diferenciación genética entre poblaciones) para clarificar el papel en la conservación y la vulnerabilidad de las distintas poblaciones (Hampe 2004). Otra red complementaria que cabría considerar es la que atañe al seguimiento de la regeneración post-incendio en los incendios forestales, puesto que es previsible que tras estas perturbaciones se empiecen a registrar cambios importantes.

En los enfoques sobre respuestas de las especies y comunidades al cambio climático se necesitan aproximaciones experimentales y de campo. Estas últimas, como los seguimientos antes mencionados, deben enfocarse a largo plazo, por las características de los procesos climáticos y por la naturaleza fluctuante de los climas mediterráneos. La carencia de este tipo de enfoques a largo plazo en nuestro país ha sido manifestada por numerosos investigadores (Moreno y Fellous 1997, Herrera 2001, Zamora *et al.* 2001, Hampe 2004). Las modificaciones de las interacciones entre especies, la caracterización de grupos funcionales de plantas con similares respuestas al cambio climático y la evaluación de indicadores de los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad (Díaz 2002, Fernández-González 2002) son algunos de los temas prioritarios en esta línea.

Por último, el desarrollo de modelos predictivos de la dinámica de la diversidad florística bajo las presiones del cambio climático, representará la herramienta más elaborada para generar proyecciones, diseñar medidas paliativas y evaluar su eficacia (Nualart 2003, Thomas *et al.* 2004). Los modelos predictivos deberán incorporar progresivamente resoluciones en las escalas de paisaje y regional, efectos de la fragmentación, capacidades de dispersión y migración, efectos indirectos del cambio climático e interacciones con otros componentes del cambio global, aspectos todos ellos que requieren desarrollos metodológicos. La fiabilidad de las predicciones depende en buena medida de la calidad de la información de partida sobre la distribución de la diversidad florística y vegetacional española, que empieza a ser importante, pero tiene todavía carencias en la resolución espacial de los datos y sobre todo en la recopilación de fuentes documentales, cartográficas y de colecciones (herbarios) muy dispersas. Es necesario apoyar las iniciativas de informatización de este tipo de datos, entre las que se cuentan, a nivel nacional, el proyecto Anthos (www.programanthos.org), del Jardín Botánico de Madrid, que ha recopilado hasta ahora cerca de 700000 registros florísticos españoles, y el Banco de Datos de Biodiversidad de Cataluña (BDBC, <http://biodiver.bio.ub.es/bioca>), con objetivos similares pero limitado al territorio catalán. A nivel internacional destacan el GBIF (Global Biodiversity Information Facility, www.gbif.org) y BIOCASE (Biological Collection Access Service for Europe, www.biocase.org). Los Atlas de Flora Amenazada y de Hábitats Naturales y Seminaturales, impulsados desde la Dirección General de Conservación de la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, constituyen otra importante consecución en este campo, en el que se requiere articular la informatización del vasto repertorio de datos fitosociológicos, sólo en parte publicados, y ampliarla a otros componentes vegetales de la biodiversidad vegetal. Las posibilidades de aplicación de estos datos en estudios sobre los impactos del cambio climático requieren una buena calidad tanto en la georeferenciación, con precisiones de 1 km² o inferiores para los nuevos registros, como en la cronoreferenciación (fecha) de las observaciones.

5.11. BIBLIOGRAFÍA

- Ahas R. 1999. Long-term phyto-, ornitho- and ichthyophenological time-series analyses in Estonia. *International Journal of Biometeorology* 42: 119-123.

- Aizpuru I. *et al.* 2000. Lista Roja de la flora vascular española. *Conservación Vegetal* 6 (extra): 1-39.
- Alcaraz F., Sánchez-Gómez P. y de la Torre A. 1991. Biogeografía de la provincia Murciano-Almeriense hasta el nivel de subsector. *Rivasgodaya* 6: 77-100.
- Allen J.R.M., Huntley B. y Watts W.A. 1996. The vegetation and climate of northwest Iberia over the last 14000 yr. *Journal of Quaternary Science* 11: 125-147.
- Ammann B. 1995. Paleorecords of plant biodiversity in the Alps. En: Chapin III F.S. y Körner C. (Eds.), *Arctic and alpine biodiversity: pattern, causes and ecosystem consequences*. Springer, Ecological Studies 113, Heidelberg. Pgs. 137-149.
- Archer S., Schimel D.S. y Holland E. 1995. Mechanisms of shrubland expansion: land use, climate or CO₂? *Climate Change* 29: 91-99.
- Arista M., Herrera F.J. y Talavera S. 1997. *Biología del pinsapo*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 162 pgs.
- Bakkenes M., Alkemade J.R.M., Ihle F., Leemans R. y Latour J.B. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* 8: 390-407.
- Bañares Á., Blanca G., Güemes J., Moreno Saiz J.C. y Ortiz S. (Eds.) 2003. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España. Taxones prioritarios*. Dirección General Conservación Naturaleza, Madrid, 1067 pgs.
- Beniston M. (Ed.) 1994. *Mountain environments in changing climates*. Routledge, London.
- Betts R.A. 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature* 408: 187-190.
- Billings W.D. y Mooney H.A. 1968. The ecology of arctic and alpine plants. *Biological Review Cambridge Philosophical Society* 43: 481-529.
- Blanca G., Cueto M., Martínez-Lirola M.J. y Molero-Mesa J. 1998. Threatened vascular flora of Sierra Nevada (Southern Spain). *Biological Conservation* 85: 269-285.
- Blanca G., Cabezudo B., Hernández-Bermejo J.E., Herrera C.M., Molero-Mesa J., Muñoz J. y Valdés B. 1999. *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía. Tomo I: Especies en Peligro de Extinción*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Blanca G. *et al.* 2002. *Flora amenazada y endémica de Sierra Nevada*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Granada.
- Blanco E., Casado M.A., Costa Tenorio M., Escribano R., García Antón M., Génova M., Gómez Manzaneque A., Gómez Manzaneque F., Moreno J.C., Morla C. *et al.* 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Ed. Planeta, Barcelona, 572 pgs.
- Blasi C. 1996. Un approccio fitoclimatico allo studio dei cambiamenti climatici in Italia. *S. It. E. Atti* 17: 39-43.
- Blondel J. y Aronson J. 1999. *Ecology and wildlife of the Mediterranean environments*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Box E.O. 1981. Macroclimate and plant forms: an introduction to predictive modeling in Phytogeography. W. Junk Publ., *Tasks for Vegetation Science* 1, The Hague, 258 pgs.
- Box E.O. 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science* 7: 309-320.
- Bradley N.L., Leopold A.C., Ross J. y Huffaker W. 1999. Phenological changes reflect climate change in Wisconsin. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 96: 9701-9704.
- Bradshaw A.D. y McNeilly T. 1991. Evolutionary response to Global Climatic Change. *Annals of Botany* 67(Suppl. 1): 5-14.
- Brasier C.M. 1992. Oak tree mortality in Iberia. *Nature* 360: 539.
- Brasier C.M. 1996. *Phytophthora cinnamomi* and oak decline in southern Europe. Environmental constraints including climate change. *Annales des Sciences Forestières* 53: 347-358.
- Brasier C.M., Robredo F. y Ferraz J.F.P. 1993. Evidence for *Phytophthora cinnamomi* involvement in Iberia oak decline. *Plant Pathology* 42: 140-145.
- Brasier C.M. y Scott J.K. 1994. European oak declines and global warming: a theoretical

- assessment with special reference to the activity of *Phytophthora cinnamomi*. *Bull. OEPP* 24: 221-232.
- Bruns E. y van Vliet A.J.H. 2003. Standardisation and observation of phenological networks in Europe. Wageningen University, Wageningen, 70 pgs.
- Bruns E., Chmielewski F.-M. y van Vliet A.J.H. 2003. The Global Phenological Monitoring concept. En: Schwartz M.D. (Ed.). *Phenology: an integrative environmental science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Pgs. 93-104.
- Burga C.A. 1988. Swiss vegetation history during the last 18000 years. *New Phytologist* 110: 581-602.
- Burjachs F. y Julià R. 1994. Abrupt climatic changes during the Last Glaciation based on pollen analysis of the Abric-Romani, Catalonia, Spain. *Quaternary Research* 42: 308-315.
- Burjachs F., Giralt S., Roca J.R., Seret G. y Julià R. 1997. Palinología holocénica y desertización en el Mediterráneo occidental. En: Ibáñez J.J., Valero B.L. y Machado C. (Eds.). *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la desertificación*. Geoforma Ed., Logroño. Pgs. 379-394.
- Caldwell M.M., Searles P.S., Flint S.D. y Barnes P.W. 1999. Terrestrial ecosystem response to solar UV-B radiation mediated by vegetation, microbes and abiotic photochemistry. En: Press M., Scholes J.D. y Barker M.G. (Eds.). *Physiological Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publication, London. Pgs. 241-262.
- Callaway R.M. *et al.* 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844-848.
- Candela V. 2000. Reconstrucción dendroclimática de las zonas central y meridional de España. Análisis espacio temporal. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, ETSI Minas.
- Camarero J.J. y Gutiérrez E. 2004. Pace and pattern of recent treeline dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Climate Change* 63: 181-200.
- Carrión J.S. 2002. Patterns and processes of Late Quaternary environmental change in a montane region of southwestern Europe. *Quaternary Science Review* 21: 2047-2066.
- Carrión J.S., Andrade A., Bennett K.D., Navarro C. y Munuera M. 2001a. Crossing forest thresholds: inertia and collapse in a Holocene sequence from south-central Spain. *The Holocene* 11: 635-653.
- Carrión J.S., Munuera M., Dupré M. y Andrade A. 2001b. Abrupt vegetation changes in the Segura mountains of southern Spain throughout the Holocene. *Journal of Ecology* 89: 783-797.
- Carrión J.S., Sánchez-Gómez P., Mota J.F., Yll R. y Chaín C. 2003. Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. *The Holocene* 13: 839-849.
- Castro I., Moreno J.C., Humphries C.J. y Williams P.H. 1996. Strengthening the Natural and National Park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121: 189-206.
- Castroviejo S. 1995. Flora Ibérica. *Política Científica* 44: 39-43.
- Castroviejo S. 2002. Riqueza florística de la Península Ibérica e islas Baleares. El proyecto "Flora iberica". En: Pineda F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. y Montalvo J. (Eds.). *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación, Madrid. Pgs. 167-174.
- CBD Secretariat. 2001. *Handbook of the Convention on Biological Diversity*. Earthscan Publ. Ltd, London.
- Ceulemans R. y Mousseau M. 1994. Effects of elevated atmospheric CO₂ on woody plants. *New Phytologist* 127: 425-446.
- Cheddadi R., Lamb H.F., Guiot J. y van der Kaars S. 1998. Holocene climatic change in Morocco: a quantitative reconstruction from pollen data. *Climate Dynamics* 14: 883-890.
- Chen X.Q. y Pan W.F. 2002. Relationships among phenological growing season, time-integrated normalized difference vegetation index and climate forcing in the temperate region of Eastern China. *International Journal of Climatology* 22: 1781-1789.
- Chmielewski F.M. y Rötzer T. 2002. Annual and spatial variability of the beginning of the

- growing season in Europe in relation to air temperature changes. *Climate Research* 19: 257-265.
- Cowling R.M., Rundel P.W., Lamont B.B., Arroyo M.K. y Arianoutsou M. 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 362-366.
- Creus Novau J. y Puigdefábregas J. 1976. Climatología histórica y dendrocronología de *Pinus uncinata* Ramond. *Cuadernos de Investigación* 2: 17-30.
- Creus Novau J. y Puigdefábregas J. 1983. Climatología histórica y dendrocronología de *Pinus nigra* Arnold. *Avances sobre la Investigación en Bioclimatología, CSIC*. Pgs. 121-128.
- Creus Novau J., Fernández-Cancio A. y Manrique E. 1997. Dendrocronología y clima del último milenio en España. Aspectos metodológicos y avance de resultados. En: Ibáñez J.J. (ed.). *El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la desertificación*. Ed. Geoforma, Logroño. Pgs. 311-330.
- Dana E.D., Sobrino E. y Sanz-Elorza M. 2003. Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. En: Bañares Baudet Á., Blanca G., Güemes J., Moreno Saiz J.C. y Ortiz S. (Eds.), *Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España. Taxones prioritarios*. Dirección General Conservación Naturaleza, Madrid. Pgs. 1007-1027.
- Davis B.A.S., Brewer S., Stevenson A.C. y Guiot J. 2003. The temperature of Europe during the Holocene reconstructed from pollen data. *Quaternary Science Review* 22:15-17: 1701-1716.
- Davis M.A., Grime J.P. y Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88 (3): 528-534.
- D'Antonio C.M. y Vitousek P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87.
- D'Odorico, P., J. Yoo, y S. Jäger. 2002. Changing seasons: an effect of the North Atlantic Oscillation? *Journal of Climate* 15: 435-445.
- Del Arco M.J., Salas M., Acebes J.R., Marrero M.C., Reyes-Betancort J.A. y Pérez de Paz P.L. 2002. Bioclimatology and climatophilous vegetation of Gran Canaria (Canary Islands). *Annales Botanici Fennici* 39: 15-41.
- Del Río S. 2003. *El cambio climático y su influencia en Castilla y León*. Universidad de León, León. 822 pgs.
- Del Río S., Penas A. y Fraile R. 2005. Analysis of recent climatic variations in Castile and Leon (Spain). *Atmospheric Research* 73: 69-85.
- Díaz M. 2002. Elementos y procesos clave para el funcionamiento de los sistemas naturales: las medidas con significado funcional como alternativa a los indicadores clásicos. En: Ramírez L. (Ed.) *Indicadores ambientales. Situación actual y perspectivas*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. Pgs. 229-264.
- Díaz M., Illera J.C. y Hedo D. 2001. Strategic Environmental Assessment of Plans and Programs: a methodology for biodiversity evaluations. *Environmental Management* 28: 267-279.
- Domínguez Lozano F., Galicia Herbada D., Moreno Rivero L., Moreno Sáiz J.C. y Sainz Ollero H. 1996. Threatened plants in Peninsular and Balearic Spain. A report based on the EU Habitats Directive. *Biological Conservation* 76: 123-133.
- Dukes J.S. y Mooney H.A. 1999. Does global change increases the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14: 135-139.
- Emberlin E., Mullins J., Corden J., Millington W., Brooke M., Savage M. y Jones S. 1997. The trend to earlier birch pollen seasons in the UK: A biotic response to changes in weather conditions?. *Grana* 36:29-33.
- Emberlin J., Jäger S., Domínguez E., Galán C., Hodal L., Mandrioli P., Rantio-Lehtimäki A., Savage M., Spielsma F.Th. y Barlett C. 2000. Temporal and geographical variations in grass pollen seasons in areas of western Europe: an analysis of season dates at sites of the European pollen information system. *Aerobiologia* 16:373-379.
- Erhard M., van Minnen J. y Voigt T. 2002. Proposed set of climate change state and impact indicators in Europe. Copenhagen, European Environment Agency, Technical Report 20.

- Eriksson O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos* 772: 248-258.
- Escudero A., Barrero S. y Pita J.M. 1997. Effects of high temperatures and ash on seed germination of two Iberian pines (*Pinus nigra* ssp *salzmannii*, *P. sylvestris* var. *iberica*). *Annales des Sciences Forestieres* 54: 553-562.
- Escudero A., Sanz M.V., Pita J.M. y Pérez-García F. 1999. Probability of germination after heat treatment of native Spanish pines. *Annals of Forest Science* 56: 511-520.
- Faraco A.M., Fernández-González F. y Moreno J.M. 1993. Post-fire vegetation dynamics of pine woodlands and shrublands in the Sierra de Gredos, Spain. En: Trabaud L. y Prodon R. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, EUR 15089 EN, *Ecosystems Research Report* 5. Pgs. 101-112.
- Fernández Cancio A. y Manrique E. 1997. Nueva metodología para la reconstrucción dendroclimática y aplicaciones más importantes. Madrid. 130 pgs.
- Fernández-González F. 1997. Bioclimatología. En: Izco J. *et al.* (Ed.), *Botánica*. McGraw-Hill Interamericana, Madrid. Pgs. 607-682.
- Fernández-González F. 1999. La flora y la vegetación del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paurar (Madrid): implicaciones en la conservación de la biodiversidad. En: Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid (Ed.), *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paurar*. Madrid. Pgs. 181-198.
- Fernández-González F. 2002. Indicadores de biodiversidad: el estado actual de la investigación. En: Ramírez L. (Ed.) *Indicadores ambientales. Situación actual y perspectivas*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. Pgs. 265-294.
- Figuerola M.E. y Davy A.J. 1991. Response of Mediterranean grassland species to changing rainfall. *Journal of Ecology* 79: 625-641.
- Frankham R. 1997. Do island populations have less genetic variation than mainland populations? *Heredity* 78: 311-327.
- Galán C., García-Mozo H., Cariñanos P., Alcázar P. y Domínguez E. 2001. The role of temperature in the onset of the *Olea europaea* L. pollen season in Southwestern Spain. *International Journal of Biometeorology* 45: 8-12.
- Galán C., García-Mozo H., Vázquez L., Ruiz L., Díaz de la Guardia C. y Trigo M.M. 2005. Heat requirement for the onset of the *Olea europaea* L. pollen season in several sites in Andalusia and the effect of the expected future climate change. *International Journal of Biometeorology* 49: 184-188.
- García-Fayos P., Recatalá T.M., Cerdá A. y Calvo A. 1995. Seed population dynamics on badland slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 6: 691-696.
- García-Mozo H., Galán C., Aira M.J., Belmonte J., Díaz De La Guardia C., Fernández D. Gutiérrez A.M., Rodríguez F., Trigo M.M. y Domínguez-Vilches E. 2002a. Modelling start of oak pollen season in different climatic zones in Spain. *Agricultural and Forest Meteorology* 110: 247-257.
- García-Mozo H., Galán C. y Domínguez-Vilches E. 2002b. The impact of future climate change in the start of *Quercus* flowering in the Iberian Peninsula. En: B. Zapata (Ed.). *Quaternary Climatic Changes and Environmental crises in the Mediterranean Region*. Universidad de Alcalá de Henares. Pgs. 279-285.
- Gavilán R. 1994. Estudio de las relaciones entre la vegetación y el clima en el Sistema Central español. Tesis Doctoral ined., Facultad de Farmacia, Universidad Complutense, Madrid, 332 pgs.
- Gavilán R.G. 2003. Does global warming pose a true threat to Mediterranean biodiversity? *Boccone* 161: 379-395.
- Gavilán R. y Fernández-González F. 1997. Climatic discrimination of Mediterranean broad-leaved sclerophyllous and deciduous forests in central Spain. *Journal of Vegetation Science* 8: 377-386.
- Gavilán R., Fernández-González F. y Blasi C. 1998. Climatic classification and ordination of the

- Spanish Sistema Central: relationships with potential vegetation. *Plant Ecology* 139: 1-11.
- Gehrke C., Johanson U., Callaghan T.V., Chadwick D. y Robinson C.H. 1995. The impact of enhanced ultraviolet-B radiation on litter quality and decomposition processes in *Vaccinium* leaves from the Subarctic. *Oikos* 72: 213-222.
- Gitay H., Suárez A., Watson R.T. y Dokken D.J. (Eds.) 2002. *Climate Change and Biodiversity*. WMO - UNEP, IPCC Technical Paper, 73 pgs.
- Goldberg D.E., Rajaniemi T., Gurevitch J. y Stewart-Oaten A. 1999. Empirical approaches to quantifying interactions intensity: competition and facilitation along productivity gradients. *Ecology* 80: 1118-1131.
- Gómez-Campo C., Bermúdez de Castro L., Cagiga M.J. y Sánchez-Yélamo M.D. 1984. Endemism in the Iberian peninsula and Balearic Islands. *Webbia* 38: 709-714.
- Gómez-Campo C. (Ed.) 1985. *Plant Conservation in the Mediterranean Area*. W. Junk Publ., Den Haag
- Gómez-Campo C. *et al.* 1987. *Libro Rojo de especies vegetales amenazadas de España peninsular e Islas Baleares*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Serie Técnica, Madrid.
- Gómez-Campo C. *et al.* 1996. *Libro Rojo de especies vegetales amenazadas de las Islas Canarias*. Gobierno de Canarias - ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid,
- Gómez Campo C. 2002. *Especies vegetales amenazadas*. En: Pineda F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. y Montalvo J. (Eds.). *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación, Madrid. Pgs. 319-330.
- Gómez-Limón D. 2000. *Los espacios naturales protegidos del Estado Español en el umbral del siglo XXI*. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid, 94 pgs.
- Gottfried M., Pauli H., Reiter K. y Grabherr G. 2000. A fine-scale predictive model for climate warming-induced changes of high mountain plant species distribution patterns. *Diversity and Distribution* 8: 10-21.
- Grabherr G., Gottfried M. y Pauli H. 1994. Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.
- Grabherr G., Gottfried M., Gruber A. y Pauli H. 1995. Patterns and current changes in alpine plant diversity. En: Chapin III F.S. y Körner C. (Eds.), *Arctic and alpine biodiversity: pattern, causes and ecosystem consequences*. Springer, Ecological Studies 113, Heidelberg. Pgs. 167-181.
- Graham R.W. y Grimm E.C. 1990. Effects of global climate change on the patterns of terrestrial biological communities. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 289-292.
- Greuter W. 1991. Botanical diversity, endemism, rarity, and extinction in the Mediterranean area: an analysis based on the published volumes of Med-Checklist. *Bot. Chronika* 10: 63-79.
- Greuter W. 1994. Extinctions in Mediterranean areas. *Philosophical Transactions of the Royal Society London, Series B* 344: 41-46.
- Grime J.P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. John Wiley y Sons, Chichester.
- Hampe A. 2004. *Cómo ser un relicto en el Mediterráneo: ecología de la reproducción y la regeneración de *Frangula alnus* subsp. *baetica**. Tesis doctoral, Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla.
- Harrington R., Woiwod I. y Sparks T. 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 146-150.
- Haxeltine A., Prentice I.C. y Creswell I.D. 1996. A coupled carbon and water flux model to predict vegetation structure. *Journal of Vegetation Science* 7: 651-666.
- Herrera C.M. 1992. Historical effects and sorting processes as explanations for contemporary ecological patterns: character syndromes in Mediterranean woody plants. *American Naturalist* 140: 421-446.
- Herrera C.M. 1995. Plant-vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: ecological, evolutionary and historical determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 705-727.

- Herrera C.M. 1998. Long-term dynamics of Mediterranean frugivorous birds and fleshy fruits: a 12-yr study. *Ecological Monographs* 68: 511-538.
- Herrera C.M. 2001. Dispersión de semillas por animales en el Mediterráneo: ecología y evolución. En: Zamora R. y Pugnaire F.I. (Eds.), *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Asociación Española de Ecología Terrestre, Granada. Pgs. 125-152.
- Heywood V.H. 1995. The Mediterranean flora in the context of world biodiversity. *Ecologia Mediterranea* (Marseille) 21: 11-18.
- Heywood V.H. y Baste I. 1995. Introduction. En: Heywood V.H. (Ed.) *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. Pgs. 1-20.
- Hódar J.A., Castro J. y Zamora R. 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climate warming. *Biological Conservation* 110: 123-129.
- Holt R.D. 1990. The microevolutionary consequences of climate change. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 311-315.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., Van der Linden, P. y Xiaosu, D. 2001. *Climate Change 2001: The scientific basis. Third Assesment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hughes L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 56-61.
- Hulme M., Barrow E.M., Arnell N.W., Harrison P.A., Johns T.C. y Downing T.E. 1999. Relative impacts of human-induced climate change and natural climate variability. *Nature* 397: 688-691.
- Humphries C.J. 1979. Endemism and Evolution in Macaronesia. En: Bramwell D. (Ed.) *Plants and Islands*. Academic Press, London. Pgs. 171-199.
- Huntley B. y Birks H.J.B. 1983. *An atlas of past and present pollen maps of Europe: 0-13000 years ago*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Huntley B. 1991. How plants respond to climate change: migration rates, individualism and the consequences for plant communities. *Annals of Botany* 67 (suppl. 1): 15-22.
- Izquierdo I., Martín Esquivel J.L., Zurita N. y Arechavaleta M. (Eds.) 2001. *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres*. Direccion General de Política Ambiental, Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente, La Laguna.
- Jalut G., Esteban A., Riera S., Fontugne M., Mook R., Bonnet L. y Gauquelin T. 1997. Holocene climatic changes in the western Mediterranean: installation of the Mediterranean climate. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, Ser. II, Fasc. A - Sci. Terre Planetes* 325: 327-334.
- Jalut G., Esteban A., Bonnet L., Gauquelin T. y Fontugne M. 2000. Holocene climatic changes in the western Mediterranean, from south-east France to south-east Spain. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 160: 255-290.
- Keeling C.D., Chin J.F.S. y Whorf T.P. 1996. Increased activity of northern vegetation inferred from atmospheric CO₂ measurements. *Nature* 382: 146-149.
- Körner C. 1994. Impact of atmospheric changes on high mountain vegetation. En: Beniston M. (Ed.) *Mountain environments in changing climates*. Routledge, London. Pgs. 155-166.
- Körner C. 1995a. Alpine plant diversity: a global survey and functional interpretations. En: Chapin III F.S. y Körner C. (Eds.), *Arctic and alpine biodiversity: pattern, causes and ecosystem consequences*. Springer, Ecological Studies 113, Heidelberg. Pgs. 45-62.
- Körner C. 1995b. Impact of atmospheric changes on alpine vegetation: the ecophysiological perspective. En: Guisan A., Holten J.I., Spichiger R. y Tessier L. (Eds.), *Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains*. Conserv. Jard. Bot. Genève, Genève. Pgs. 113-120.
- Körner C. 2000. Biosphere responses to CO₂ enrichment. *Ecological Applications* 10: 1590-1619.
- Kramer K. 1995. Phenotypic plasticity of the phenology of seven European tree species in

- relation to climatic warming. *Plant, Cell and Environment* 18: 93-104.
- Kullman L. 2001. Twentieth century climate warming and tree-limit rise in the Southern Scandes of Sweden. *Ambio* 30: 72-80.
- Larcher W. 1995. *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer, Berlin. 506 pgs.
- Laguna E. 1999. The Plant Micro-Reserves Programme in the Region of Valencia, Spain. En: Synge H. y Akeroyd J. (Eds.), *Planta Europa, Proceedings of the Second Conference on the Conservation of Wild Plants*, 9-14 June, Uppsala. Plantlife-Swedish University of Agricultural Sciences, Newcastle. Pgs. 181-186.
- Lavorel S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distribution* 5: 3-13.
- Lavorel S., Canadell J., Rambal S. y Terradas J. 1998. Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 157-166.
- Lieth H. 1997. Aims and methods in phenological monitoring. En: Lieth H. y Schwartz M.D. (eds.), *Phenology in seasonal climates I*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Lobo A., Ibáñez J.J. y Carrera C. 1997. Regional scale hierarchical classification of temporal series of AVHRR vegetation index. *International Journal of Remote Sensing* 18: 3167-3193.
- Lobo J.M., Castro I. y Moreno Saiz 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.
- Loidi J. 1999. General description of the Iberian Peninsula: substrate and relief. *Itinera Geobotánica* 13: 17-40.
- Lövei G.L. 1997. Global change through invasion. *Nature* 388: 627-628.
- Machado A. 2002 La biodiversidad de las islas Canarias. En: Pineda F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. y Montalvo J. (Eds.), *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación, Madrid. Pgs. 89-99.
- Mack M.C. y D'Antonio C.M. 1999. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 195-198.
- Manrique E. y Fernández-Cancio A. 1999. Evolución fitoclimática de los últimos siglos en España a partir de reconstrucciones dendroclimáticas. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales (Fuera de Serie 1)*: 75-91.
- Manrique E. y Fernández-Cancio A. 2000. Extreme climatic events in dendroclimatic reconstructions from Spain. *Climatic Change* 44: 123-138.
- Marrero M.V., Carqué E., Bañares Á., Oostermeijer J.G.B., Acosta F. y Hernández J.C. 2003. La extinción de *Helianthemum juliae* Wildpret (Cistaceae), una especie amenazada de las Islas Canarias. *Parque Nacional del Teide*.
- Martínez-Vilalta J. y Piñol J. 2002. Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161: 247-256.
- Martínez-Vilalta J., Piñol J. y Beven K. 2002a. A hydraulic model to predict drought-induced mortality in woody plants: an application to climate change in the Mediterranean. *Ecological Modelling* 155: 127-147.
- Martínez-Vilalta J., Prat E., Oliveras I. y Piñol J. 2002b. Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species. *Oecologia* 133: 19-29.
- McCarty J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15: 320-331.
- McNeely J.A., M.Gadgil, Levêque C., Padoch C. y Redford K. 1995. Human influences on biodiversity. En: Heywood V.H. (Ed.) *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. Pgs. 711-822.
- Médail F. y Quézel P. 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.
- Médail F. y Quézel P. 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13: 1510-1513.

- Melendo M., Giménez E., Cano E., Gómez-Mercado F. y 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.
- Menzel A. y Estrella N. 2001. Plant phenological changes. En: Walther G.R., Burga C.A. y Edwards P.J. (Eds.), *Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species range*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. Pgs. 123-137.
- Menzel A. 2002. Phenology. Its importance to the Global Change community. *Climatic Change* 54: 379-385.
- Menzel A. y Fabian P. 1999. Growing season extended in Europe. *Nature* 397: 659.
- Menzel A., Jakobi G., Ahas R. y Scheffinger H. 2002. Variations of the climatological growing season 1951-2000 in Germany compared with other countries. *International Journal of Climatology* 22: 793-812.
- Merino O., Villar R., Martín A., García D. y Merino J. 1995. Vegetation responses to climatic change in a dune ecosystem in southern Spain. En: Moreno J.M. y Oechel W.C. (Eds.), *Global change and Mediterranean-Type ecosystems*. Ecological Studies 117. Pgs. 225-238.
- Meshinev T., Apostolova I. y Koleva E. 2000. Influence of warming on timberline rising: a case study on *Pinus peuce* Griseb. in Bulgaria. *Phytocoenologia* 30(3-4): 431-438.
- MIMAM (Ministerio de Medio Ambiente) 1999. Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica. Ministerio de Medio Ambiente, Secretaría General del Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, 160 pgs.
- Mittermeier R.A., Myers N., Gil P.R. y Goettsch C. 1999. Hotspots. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Cemex SA y Agrupacion Sierra Madre, SC. 431 pgs.
- Montoya J.M. y Mesón M.L. 1994. Los factores catalizadores de "la seca de *Quercus*". *Ecología* 8: 185-191.
- Montoya R. y López Arias J. 1997. La red europea de seguimiento de daños en los bosques (Nivel 1). España, 1987-1996. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Montserrat P. y Villar L. 1973. El endemismo ibérico. Aspectos ecológicos y fitotopográficos. *Bol. Soc. Brot. (ser. 2)* 46: 503-527.
- Moore P.D. 1990. Vegetation's place in history. *Nature* 347: 710.
- Moreno J.M. y Fellous J.L. (Eds.) 1997. Global change and the Mediterranean Region. Report of the ENRICH/START International Workshop held in Toledo, Spain, 25-28 September, 1996. Comité IGBP España, Madrid, 78 pgs.
- Moreno J.M. y Oechel W.C. (Eds.) 1992. Anticipated effects of a changing global environment on Mediterranean-Type ecosystems. UIMP y CEAM, Valencia. 26 pgs.
- Moreno J.M. (Ed.) 1994. Global change and landscape dynamics in Mediterranean Systems. Report of the GCTE/IGBP-Spain Workshop held in Toledo (Spain), November 15-18, 1993. Comité IGBP España, Aranjuez (Madrid), 47 pgs.
- Moreno J.M., Pineda F.D. y Rivas-Martínez S. 1990. Climate and vegetation at the Eurosiberian-Mediterranean boundary in the Iberian Peninsula. *Journal of Vegetation Science* 1: 233-244.
- Moreno J.M., Vázquez A. y Vélez R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. En: Moreno J.M. (Ed.) *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden. Pgs. 159-185.
- Moreno J.M., Fernández González F., Cruz A., Quintana J.R., Zuazua E., Luna B. y Pérez Badia R. 1999. Efecto de la estacionalidad y de la climatología anual sobre el comportamiento del fuego y la dinámica postincendio del matorral mediterráneo sometido a quemadas controladas. Programa de Investigación y Desarrollo en Relación con la Restauración de la Cubierta Vegetal. Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Castellón. Pgs. 214-229.
- Moreno Saiz, J.C., Martínez Torres, R. y Tapia, F. 2003. Análisis del estado de conservación de la flora española. En: Bañares Baudet Á., Blanca G., Güemes J., Moreno Saiz J.C. y Ortiz

- S. (eds.). Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España. Taxones prioritarios. Direcc. General Conserv. Nat., Madrid. Pgs. 963-971.
- Moreno Saiz J.C., Domínguez Lozano F. y Sainz Ollero H. 2003. Recent progress in conservation of threatened Spanish vascular flora: a critical review. *Biological Conservation* 113: 419-431.
- Moreno Saiz J.C. y Sainz Ollero H. 1992. Atlas corológico de las monocotiledóneas endémicas de la Península Ibérica e islas Baleares. Bases para una política de conservación. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 354 pgs.
- Moreno Saiz J.C. y Sainz Ollero H. 1993. El endemismo vegetal ibérico-balear. *Vida Silvestre* 73: 35-41.
- Morillo C. y Gómez-Campo C. 2000. Conservation in Spain: 1980-2000. *Biological Conservation* 95: 165-174.
- Mucina L. 1997. Conspectus of classes of European vegetation. *Folia Geobotánica Phytotax.* 32: 117-172.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A.B. y Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Myneni R.B., Keeling C.D., Tucker C.J., Asrar G. y Nemani R.R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature* 386: 698-702.
- Noss R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Nualart N. 2003. Modelització de la distribució potencial a Catalunya de 24 espècies vegetals vasculars. Universidad de Barcelona, Barcelona, 72 pgs.
- Ogaya R., Peñuelas J., Martínez-Vilalta J. y Mangirón M. 2003. Effect of drought on diameter increment of *Quercus ilex*, *Phillyrea latifolia*, and *Arbutus unedo* in a holm oak forest of NE Spain. *Forest Ecology and Management* 180: 175-184.
- Orella J.C. 1999. Desarrollo de la Directiva Habitats 92/43 CEE. En: Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid (Ed.), *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Madrid. Pgs. 85-90.
- Osborne C.P., Chuine I., Viner D. y Woodward F.I. 2000. Olive phenology as a sensitive indicator of future climatic warming in the Mediterranean. *Plant, Cell and Environment* 23: 701-710.
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Wonham M., Goodell K., Kareiva P.M., Williamson M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E. *et al.* 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1: 3-19.
- Parmesan C. y Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37-42.
- Parry M. 1992. The potential effect of climate change on agriculture and land use. *Advances in Ecological Research* 22: 63-91.
- Parry M.L. (Ed.) 2000a. Assessment of potential effects and adaptations for climate change in Europe: summary and conclusions. Jackson Environment Institute, University of East Anglia, Norwich, UK, 24 pgs.
- Parry M.L. (Ed.) 2000b. Assessment of potential effects and adaptations for climate change in Europe: The Europe ACACIA project. Jackson Environment Institute, University of East Anglia, Norwich, UK, 320 pgs.
- Pauli H., Gottfried M. y Grabherr G. 2001. High summits of the Alps in a changing climate. The oldest observation series on high mountain plant diversity in Europe. En: Walther G.R., Burga C.A. y Edwards P.J. (Eds.), *Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species range*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. Pgs. 139-149.
- Pauli H., Gottfried M., Hohenwallner D., Reiter K., Cassale R. y Grabherr G. 2004. The Gloria Field Manual - Multi-Summit Approach. European Commission EUR 21213, Luxembourg, 89 pgs.
- Pausas J.G., Carreras J., Ferré A. y Font X. 2003. Coarse-scale plant species richness in relation to environmental heterogeneity. *Journal of Vegetation Science* 14: 661-668.

- Peco B., Espigares T. y Levassor C. 1998. Trends and fluctuations in species abundances and richness in Mediterranean annual pastures. *Applied Vegetation Science* 1: 21-28.
- Peñalba M.C. 1994. The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology* 82: 815-832.
- Peñuelas J. y Azcón-Bieto J. 1992. Changes in $\delta^{13}\text{C}$ of herbarium plant species during the last 3 centuries of CO_2 increase. *Plant, Cell and Environment* 15: 485-489.
- Peñuelas J., Llusià J. y Estiarte M. 1995. Terpenoids: a language of plants. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 289.
- Peñuelas J. y Matamala R. 1990. Changes in N and S leaf content, stomatal density and specific leaf area of 14 plant species during the last three centuries of CO_2 increase. *Journal of Experimental Botany* 230: 1119-1124.
- Peñuelas J. 1996. Overview on current and past global changes in the Mediterranean ecosystems. *Orsis* 11: 165-175.
- Peñuelas J., Lloret F. y Montoya R. 2001. Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science* 47: 214-218.
- Peñuelas J., Filella I., Lloret F., Piñol J. y Siscart D. 2000. Effects of a severe drought on water and nitrogen use by *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia*. *Biologia Plantarum* 43: 47-53.
- Peñuelas J. 2001. Cambios atmosféricos y climáticos y sus consecuencias sobre el funcionamiento y la estructura de los ecosistemas terrestres mediterráneos. En: Zamora R. y Pugnaire F.I. (Eds.), *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Granada. Pgs. 423-455.
- Peñuelas J. y Filella I. 2001. Phenology: responses to a warming world. *Science* 294: 793-795.
- Peñuelas J., Filella I. y Comas P. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 9: 531-544.
- Peñuelas J. y Boada M. 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biol.* 9: 131-140.
- Pérez B., Cruz A., Fernández-González F. y Moreno J.M. 2003. Effects of the recent land-use history on the post-fire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management* 182: 273-283.
- Pérez-Obiol R. y Julià R. 1994. Climatic change on the Iberian Peninsula recorded in a 30000-yr pollen record from lake Banyoles. *Quaternary Research* 41: 91-98.
- Pickett S.T.A. y White P.S. (Eds.) 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Pita J.M. y Gómez-Campo C. 1990. La flora endémica ibérica en cifras. En: Hernández Bermejo J.E., Clemente M. y Heywood V. (Eds.), *Conservation techniques in Botanic Gardens*. Koeltz Sci. Books, Koenigstein. Pgs. 175-177.
- Pitelka L.F. y The Plant Migration Workshop Group 1997. Plant migration and climate change. *American Scientist* 85: 464-473.
- Pons A. y Quézel P. 1985. The history of the flora and vegetation and past and present human disturbance in the Mediterranean region. En: Gómez-Campo C. (Ed.) *Plant conservation in the Mediterranean area*. Dr W. Junk Publ., Dordrecht. Pgs. 25-43.
- Pons A. y Reille M. 1988. The Holocene-Pleistocene and Upper-Pleistocene pollen record from Padul (Granada, Spain) - a new study. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 66: 243-263.
- Post E. y Stenseth N.C. 1999. Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology* 80: 1322-1339.
- Prentice I.C., Guiot J. y Harrison S.P. 1992. Mediterranean vegetation, lake levels and palaeoclimate at the Last Glacial Maximum. *Nature* 360: 658-660.
- Prentice I.C., Cramer W., Harrison S.P., Leemans R., Monserud R.A. y Solomon A.M. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography* 19: 117-134.
- Pugnaire F.I., Armas C. y Tirado R. 2001. Balance de las interacciones entre plantas en ambientes mediterráneos. En: Zamora R. y Pugnaire F.I. (Eds.), *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas -

- Asociación Española de Ecología Terrestre, Granada. Pgs. 213-235.
- Pulido F.J., Díaz M. y Hidalgo S.J. 2001. Size-structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management* 146: 1-13.
- Purvis A. y Hector A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
- Quintana J.R., Cruz A., Fernández-González F. y Moreno J.M. 2004. Time of germination and establishment success after fire of three obligate seeders in a Mediterranean shrubland of central Spain. *Journal of Biogeography* 31: 241-249.
- Rambal S. y Debussche G. 1995. Water balance of Mediterranean ecosystems under a changing climate. En: Moreno J.M. y Oechel W.C. (Eds.). *Global change and Mediterranean-type ecosystems*. Springer Verlag, New York.
- Reichstein M., Tenhunen J.D., Rouspard O., Ourcival J.M., Rambal S., Miglietta F., Peressotti A., Pecchiari M., Tirone G. y Valentini R. 2002. Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes at three Mediterranean evergreen sites: revision of current hypotheses? *Global Change Biology* 8: 999-1017.
- Reille M. y Pons A. 1992. The ecological significance of sclerophyllous oak forests in the western part of the Mediterranean basin: a note on pollen analytical data. *Vegetatio* 99-100: 13-17.
- Rey Benayas J.M. y Scheiner S.M. 2002. Plant diversity, biogeography and environment in Iberia: patterns and possible causal factors. *Journal of Vegetation Science* 13: 245-258.
- Reyero J.M. 2002. La naturaleza de España. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Reyes-Betancort J.A., Wildpret W. y León-Arancibia M.C. 2001. The vegetation of Lanzarote (Canary Islands). *Phytocoenologia* 312: 185-247.
- Riera S. y Esteban A. 1997. Relations homme-milieu végétal pendant les cinq derniers millénaires dans la plaine littorale du Penedès (nord-est de la Péninsule Ibérique). *Vie Milieu* 471: 53-68.
- Rivas-Martínez S. 1987. Mapa de series de vegetación de España 1:400000. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), Ser. Técnica, Madrid. 268 pgs.
- Rivas-Martínez S. 1997. Syntaxonomical synopsis of the potential natural plant communities of North America, I. *Itinera Geobotánica* 10: 5-148.
- Rivas-Martínez S., Wildpret W., del Arco M., Rodríguez O., Pérez de Paz P.L., García-Gallo A., Acebes J.R., Díaz T.E. y Fernández-González F. 1993. Las comunidades vegetales de la Isla de Tenerife (Islas Canarias). *Itinera Geobotánica* 7: 169-374.
- Rivas-Martínez S. y Loidi J. 1999a. Bioclimatology of the Iberian Peninsula. *Itinera Geobotánica* 13: 41-48.
- Rivas-Martínez S. y Loidi J. 1999b. Biogeography of the Iberian Peninsula. *Itinera Geobotánica* 13: 49-68.
- Rivas-Martínez S., Fernández-González F., Loidi J., Lousa M. y Penas A. 2001. Syntaxonomical Checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotánica* 14: 5-341.
- Rivas-Martínez S., Díaz T.E., Fernández-González F., Izco J., Loidi J., Lousa M. y Penas A. 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the Syntaxonomical Checklist of 2001. *Itinera Geobotánica* 151-2: 5-922.
- Rodó X. y Comín F. 2001. Fluctuaciones del clima mediterráneo: conexiones globales y consecuencias regionales. En: Zamora R. y Pugnaire F.I. (Eds.), *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Asociación Española de Ecología Terrestre, Granada. Pgs. 1-35.
- Rodrigo A., Retana J. y Picó F.X. 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85: 716-729.
- Rodríguez-Delgado O., García-Gallo A. y Marrero M.V. 2004. El bioclima y la biogeografía. En: Rodríguez-Delgado O. (Ed.) *Patrimonio natural de Fuerteventura (Islas Canarias)*. Cabildo Insular de Fuerteventura - Centro de la Cultura Popular Canaria. Pgs. 75-88.
- Rogers C.A., Wayne P., Muilenberg M.L., Wagner C., Bazzaz F. y Epstein P. 2004. Spring

- germination date and CO₂ concentration influences pollen production in ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L). *Polen* 14: 91-92.
- Romao C. 1996. Interpretation Manual of European Union Habitats (version EUR 15). European Commission - DG XI, Brussels, 103 pgs.
- Sáez LI. y Roselló J.A. 2001. Llibre Vermell de la Flora Vascular de les Illes Balears. Govern de les Illes Balears, Palma de Mallorca.
- Sainz Ollero H. y Hernández Bermejo E. 1985 Sectorización fitogeográfica de la península Ibérica e islas Baleares: la contribución de su endemoflora como criterio de semejanza. *Candollea* 40: 485-508.
- Sainz Ollero H. y Moreno Saiz J.C. 2002. Flora vascular endémica española. En: Pineda F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. y Montalvo J. (Eds.). *La diversidad biológica de España*. Pearson Educación, Madrid. Pgs. 175-195.
- Sala O.E. *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Santos A. 2001. Flora vascular nativa. En: Fernández-Palacios J.M. y Martín Esquivel J.L. (Coords.), *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*. Turquesa, Santa Cruz de Tenerife. Pgs. 185-192.
- Sanz-Elorza M., Dana E.D., González A. y Sobrino E. 2003. Changes in the high-mountain vegetation of the Central Iberian Peninsula as a probable sign of global warming. *Annals of Botany* 92: 273-280.
- Schwartz M.D. 1999. Advancing to full bloom: planning phenological research for the 21st century. *International Journal of Biometeorology*. 42: 113-118.
- Schwartz M.D. (Ed.) 2003. *Phenology, an integrative environmental science*. Kluwer Academic Publisher, Boston-Dordrecht-London, 564 pgs.
- Sobrino E., González A., Sanz-Elorza M., Dana E., Sánchez-Mata D. y Gavilán R. 2001. The expansion of thermophilic plants in the Iberian peninsula as a sign of climatic change. En: Walther G.R., Burga C.A. y Edwards P.J. (Eds.), *Fingerprints of climate change. Adapted behaviour and shifting species range*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York. Pgs. 163-184.
- Stanners D. y Bourdeau P. (Eds.) 1998. *Medio Ambiente en Europa - El Informe Dobris*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 678 pgs.
- Strain R.R. y Thomas R.B. 1995. Anticipated effects of elevated CO₂ and climate change on plants from Mediterranean-type ecosystems utilizing results of studies in other ecosystems. En: Moreno J.M. y Oechel W.C. (Eds.), *Anticipated effects of a changing global environment on Mediterranean-type ecosystems*. Springer, Ecological Studies 117. Pgs. 121-139.
- Suc J.P. 1984. Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. *Nature* 307: 409-432.
- Tellería J.L. y Santos T. 2001. Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias. En: Zamora R. y Pugnaire F.I. (Eds.), *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Asociación Española de Ecología Terrestre, Granada. Pgs. 293-317.
- Theurillat J.-P. 1995. Climate change and the alpine flora: some perspectives. En: Guisan A., Holten J.I., Spichiger R. y Tessier L. (Eds.), *Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains*. Conserv. Jard. Bot. Genève, Genève. Pgs. 121-127.
- Thomas C.D. *et al.* 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Tilman D. 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press, New Jersey.
- Trabaud L. y Campant C. 1991. Difficulté de recolonisation naturelle du pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* (Dunal) Franco après incendie. *Biological Conservation* 58: 329-343.
- Valladares F. 2001. Características mediterráneas de la conversión fotosintética de la luz en biomasa: de órgano a organismo. En: Zamora R. y Pugnaire F.I. (Eds.), *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas -

- Asociación Española de Ecología Terrestre, Granada. Pgs. 67-93.
- Vallejo R., Cortina J., Vilagrosa A., Seva J.P. et al. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Rey Benayas J.M., Espigares T. y Nicolau J.M. (Eds.), Restauración de Ecosistemas Mediterráneos. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares. Pgs. 11-42.
- van Hark C.M., Aptroot A. y van Dobben H.F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34: 141-154.
- Vázquez A., Pérez B., Fernández-González F. y Moreno J.M. 2002. Recent fire regime characteristics and potential natural vegetation relationships in Spain. *Journal of Vegetation Science* 13: 663-676.
- Vilà M., Garcia-Berthou E., Sol D. y Pino J. 2002. Survey of the exotic plants and vertebrates in peninsular Spain. *Biodiversity and Conservation*.
- Vilagrosa A., Bellot J., Vallejo V.R. y Gil-Pelegrín E. 2003. Cavitation, stomatal conductance, and leaf dieback in seedlings of two co-occurring Mediterranean shrubs during an intense drought. *Journal of Experimental Botany* 54: 2015-2024.
- Visser M.E. y Holleman L.J.M. 2001. Warmer springs disrupt the synchrony of oak and winter moth phenology. *Proceedings of the Royal Society, London B* 268: 289-294.
- Visser M.E., van Noordwijk A.J., Tinbergen J.M. y Lessels C.M. 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society, London B* 265: 1867-1870.
- Vitousek P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 1-13.
- Vitousek P.M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75: 1861-1876.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenko J. y Melillo J.M. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494-504.
- Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C., Fromentin J.M., Hoegh-Guldberg O. y Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- Wardle P. y Coleman M.C. 1992. Evidence for rising upper limits of four native New Zealand forest trees. *New Zealand Journal of Botany* 30: 303-314.
- White M.A., Running S.W. y Thornton P.E. 1999. The impact of growing season length variability on carbon assimilation and evapotranspiration over 88 years in the eastern US deciduous forest. *International Journal of Biometeorology*. 42: 139-145.
- WHO 2003. Climate Change and Human Health. Risks and Responses. WHO Library Cataloguing in Publication Data. France.
- Woodward F.I. 1987. Climate and plant distribution. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 174 pgs.
- Woodward F.I. y Williams B.G. 1987. Climate and plant distribution at global and local scales. *Vegetatio* 69: 189-197.
- Woodward F.I., Thompson G.B. y McKee I.F. 1991. The effects of elevated concentrations of carbon dioxide on individual plants, populations, communities and ecosystems. *Annals of Botany* 67 (suppl. 1): 23-38.
- Woodward F.I. (Ed.) 1992. The ecological consequences of global climate change. Academic Press, Advances in Ecological Research 22, London.
- Wuethrich B. 2000. How climate change alters rhythms of the wild. *Science* 287: 793-795.
- Zamora R. 2000. Functional equivalence in plant-animal interactions: ecological and evolutionary consequences. *Oikos* 88: 442-447.
- Zamora R., Gómez J.M. y Hódar J.A. 2001. Las interacciones entre plantas y animales en el Mediterráneo: importancia del contexto ecológico y el nivel de organización. En: Zamora R. y Pugnaire F.I. (Eds.), Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional. Consejo Superior de Investigaciones Científicas - Asociación Española de Ecología Terrestre, Granada. Pgs. 237-268.
- Zavala M.A. 1999. A model of stand dynamics for holm oak-Aleppo pine forests. En: Rodà F.,

- Retana J., Gracia C. y Bellot J. (Eds.), Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Springer Verlag, Berlin. Pgs. 105-117.
- Zavala M.A. 2003. Dinámica y sucesión en bosques mediterráneos: modelos teóricos e implicaciones para la selvicultura. En: Rey Benayas J.M., Espigares T. y Nicolau J.M. (Eds.), Restauración de Ecosistemas Mediterráneos. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares. Pgs. 43-63.
- Zavala M.A., Espelta J.M. y Retana J. 2000. Constraints and trade-offs in Mediterranean plant-communities: the case of mixed holm oak-Aleppo pine forests. Botanical Review 66: 119-149.